

Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa

Vuosiraportti 2011

Raimo Mustonen (toim.)

Strålningsövervakning av miljön i Finland

Årsrapport 2011

Surveillance of Environmental Radiation in Finland

Annual Report 2011

Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa

Vuosiraportti 2011

Raimo Mustonen (toim.)



Strålningsövervakning av miljön i Finland

Årsrapport 2011

Surveillance of Environmental Radiation in Finland

Annual Report 2011

Taitto/Layout:

Nina Sulonen

Säteilyturvakeskus/Strålsäkerhetscentralen/Radiation and Nuclear Safety Authority

Edita Prima Oy, Helsinki 2012

ISBN 978-952-478-684-3 (nid.)

ISBN 978-952-478-727-7 (pdf)

ISSN 0781-1713

MUSTONEN Raimo (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2011. STUK-B 148. Helsinki 2012. 78 s. + liitteet 3 s.

Avainsanat: säteilyvalvonta, ulkoinen säteily, ilma, laskeuma, vesi, maito, elintarvikkeet, ihminen

Esipuhe

Ympäristön säteilyvalvonnan tavoitteena on olla jatkuvasti tietoinen siitä elinympäristössä esiintyvistä keinotekoisesta säteilystä, jolle väestö altistuu. Toisena tavoitteena on havaita kaikki merkittävät muutokset ympäristön säteilytasoissa ja radioaktiivisten aineiden esiintymisessä ympäristössä. Säteilyvalvonnalla varmistetaan, että väestön altistuminen säteilylle ei ole ristiriidassa säteilysuojelun perusperiaatteiden kanssa ja että säteilylainsäädännössä asetettuja annosrajoja ei ylitetä. Jatkuvatoimisella säteilyvalvonnalla myös ylläpidetään ja kehitetään valmiutta reagoida nopeasti ja asiantuntevasti poikkeuksellisiin säteilytilanteisiin.

Tämä raportti sisältää yhteenvedon ympäristön säteilyvalvonnan tuloksista vuonna 2011 sekä eräitä vertailuja aikaisempien vuosien tuloksiin. Ympäristön säteilyvalvontaan kuuluu keinotekoisien säteilyn ja keinotekoisien radioaktiivisten aineiden valvonta ympäristössä. Luonnonsäteily ja luonnon radioaktiiviset aineet eivät kuulu tämän valvontaohjelman piiriin, vaikka valtaosa väestön säteilyaltistuksesta saadaankin luonnonsäteilystä. Altistumista luonnonsäteilylle valvotaan erikseen silloin, kun on aiheellista epäillä, että luonnon radioaktiiviset aineet aiheuttavat väestölle poikkeuksellisen suuria säteilyannoksia (mm. radon sisäilmassa ja luonnon radioaktiiviset aineet talousvedessä). Ydinvoimalaitosten lähiympäristön säteilyvalvonnasta vastaavat voimayhtiöt ja niiden valvontatulokset raportoidaan erikseen.

Suomessa ympäristön säteilyvalvonnasta vastaa Säteilyturvakeskus (STUK). Valvontavelvoite perustuu Säteilyturvakeskuksesta annettuun asetukseen ja toisaalta säteilyasetukseen. Myös Euratom-sopimus velvoittaa Euroopan Unionin jäsenmaita jatkuvasti valvomaan radioaktiivisuuden tasoja ilmassa, vedessä ja maaperässä. Säteilyturvakeskuksen lisäksi myös Ilmatieteen laitos ja puolustusvoimat seuraavat omilla havaintoasemillaan säteilyn esiintymistä ympäristössä. Säteilyturvakeskuksen Tutkimus ja ympäristövalvonta (TKO) on FINAS-akkreditointipalvelun akkreditoima testauslaboratorio T167, akkreditointivaatimus EN ISO/IEC 17025:2005. Lähes kaikki Säteilyturvakeskuksen tekemät ympäristön säteilyvalvontaan liittyvät analyysit on tehty akkreditointivaatimusten mukaisesti.

Säteilyturvakeskuksen yhteistyökumppanit ympäristön säteilyvalvonnassa keräävät ja toimittavat näytteitä analysoitavaksi, osallistuvat ihmisten säteilymittauksiin, tai vastaavat keräysasemien toiminnasta. Säteilyturvakeskus haluaa kiittää hyvää yhteistyöstä ulkoisen säteilyn valvontaverkon asemien hoitajia sekä seuraavia yhteistyökumppaneita: puolustusvoimat, Ilmatieteen laitos, Arktinen keskus, Kaakkois-Suomen rajavartiosto, Lapin rajavartiosto, Kotkan pelastuslaitos, Kaakkois-Suomen ELY-keskus, Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus, Lapin ELY-keskus, Varsinais-Suomen ELY-keskus, Oulun Vesi, Turun vesilaitos, Valio Oy, HUS Helsingin ja Uudenmaan sairaanhoitopiiri / Kirurginen sairaala / Ravioli, Tampereen yliopistollinen (keskus)sairaala, Lapin keskussairaala, Helsingin seudun ympäristöpalvelut, Helsingin Yhteislyseo, Hatanpään yläaste ja lukio, sekä Rovaniemen koulutoimi / Korkalovaaran yläaste ja Lyseonpuiston lukio. Säteilyvalvonnan sidosryhmille tehty kyselyt ovat osoittaneet, että sidosryhmät ovat varsin tyytyväisiä säteilyvalvonnan toteutukseen ja tulosten raportointiin.

Tämä raportin tarkoituksena on antaa tietoa ympäristön säteilytilanteesta Suomessa kaikille asiasta kiinnostuneille. Säteilyturvakeskus toimittaa säännöllisesti valvontatietoja myös Euroopan komissiolle ja tämä raportti on yhteenveto komissiolle toimitetuista tiedoista. Raportti on myös löydettävissä Säteilyturvakeskuksen kotisivuilta osoitteessa: www.stuk.fi.

Raimo Mustonen, apulaisjohtaja

MUSTONEN Raimo (ed.). Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2011. STUK-B 148. Helsingfors 2011. 78 s. + bilagor 3 s.

Nyckelord: strålningsövervakning, yttre strålning, luft, nedfall, vatten, mjölk, livsmedel, människa

Företal

Huvudsyftet med övervakningen av strålning i miljön är att man fortlöpande kan hålla reda på, vilken artificiell strålning befolkningen utsätts för. Ett annat syfte är att man kan upptäcka alla betydande förändringar av strålningsnivåerna i miljön och förekomsten av radioaktiva ämnen. Med övervakningen säkras, att befolkningen inte bestrålas i strid med huvudprinciperna för strålskydd och att dosgränserna i strålskyddslagstiftningen inte överskrids. Den kontinuerliga bevakningen också upprätthåller och utvecklar beredskapen att reagera snabbt och sakkunnigt i exceptionella strålningslägen.

Rapporten innehåller sammandrag av övervakningsresultaten år 2011 samt några jämförelser med tidigare år. Strålningsövervakning av miljön innehåller tillsyn av artificiell strålning och artificiella radioaktiva ämnen i miljön. Naturlig strålning och naturliga radioaktiva ämnen tillhör inte övervakningen fastän den största delen av befolkningens exposition för strålning fås från den naturliga strålningen. Exposition för den naturliga strålningen övervakas skilt, om det med fog kan misstänkas att naturliga radionuklider kan orsaka ovanliga höga stråldoser till befolkningen (till exempel radon i inomhusluft och naturliga radionuklider i dricksvatten). Kraftbolagen ansvarar för strålövervakningen i kärnkraftverkens närområden, och deras mätresultat rapporteras separat.

I Finland är det Strålsäkerhetscentralen som ansvarar för övervakningen av strålning. Uppgiften ges i förordningen om Strålsäkerhetscentralen och förordningen om strålskydd. Euratomfördraget förpliktar medlemsländerna i Europeiska unionen att fortlöpande övervaka radioaktivitetsnivåerna i luft, vatten och jordmån. Förutom Strålsäkerhetscentralen följer också Meteorologiska institutet och försvarsmakten med strålningen i miljön via sina egna mätstationer. Forskning och miljöövervakning (TKO) vid Strålsäkerhetscentralen är ackrediterat av FINAS (Finnish Accreditation Service) som testningslaboratorium T167. Laboratoriet uppfyller kraven i EN ISO/IEC 17025:2005. Nästan alla analyser i sammanhang av strålningsövervakningen är utförda enligt ackrediteringskraven.

Strålsäkerhetscentralens samarbetspartners inom miljöstråltillsynen samlar in prov och sänder in dem till analys, deltar i helkroppsmätningar eller sköter mätstationernas verksamhet. Strålsäkerhetscentralen tackar följande institut för gott samarbete: försvarsmakten, Meteorologiska institutet, Arktiskt centrum, Gränsbevakningen i sydöstra Finland, Gränsbevakningen i Lappland, Räddningsverket i Kotka, Närings-, trafik- och miljöcentralen i Sydöstra Finland, Närings-, trafik- och miljöcentralen i Norra Österbottens, Närings-, trafik- och miljöcentralen i Lappland, Närings-, trafik- och miljöcentralen i Egentliga Finland, HNS Helsingfors och Nylands sjukvårdsdistrikt / Kirurgiska sjukhuset / Ravioli, Vattenverk i Uleåborg och Åbo, Valio Ab, Tammerfors universitetssjukhus (centralsjukhus), Lapplands centralsjukhus, Helsingforsregionens miljötjänster, Gymnasiet Helsingin Yhteislyseo, Hatanpää högstadium och gymnasium, och Rovaniemi skoldistrikt / Korkalovaara högstadium och Lyseonpuisto gymnasium. De enkäter riktat till intressentgrupperna för strålningsövervakning har visat att grupperna har varit mycket nöjda med förverkligandet av strålningsövervakningen och med rapporteringen av resultaten.

Syftet med denna rapport är att förmedla kunskap om strålningsläget i den finländska miljön till alla intresserade. Strålsäkerhetscentralen förmedlar regelbundet uppgifter om övervakningen till Europeiska kommissionen och denna rapport är ett sammandrag av de uppgifter som sänds till kommissionen. Rapporten kan hittas också på Strålsäkerhetscentralens hemsidor i adressen: www.stuk.fi.

Raimo Mustonen, biträdande direktör

MUSTONEN Raimo (ed.). Surveillance of environmental radiation in Finland. Annual report 2011. STUK-B 148. Helsinki 2011. 78 pp. + Appendices 3 pp.

Key words: radiation surveillance, external radiation, airborne radioactivity, deposition, water, milk, foodstuffs, human body

Preface

The main goal of the surveillance of environmental radioactivity is to be always aware of levels of artificial radiation in the environment to which the public is exposed. Another goal is to detect all remarkable changes in levels of environmental radiation and radioactivity. Compliance with the basic safety standards laid down for protection of health of the general public against dangers arising from ionising radiation can be ensured with environmental radiation surveillance. Running of surveillance programmes on continuous basis also maintains and develops competence and readiness to respond to radiological emergencies.

This report summarises the results of environmental radiation surveillance in 2011. The report also contains some comparisons with results from the previous years. Surveillance of environmental radiation contains surveillance of artificial radiation and artificial radioactive elements in the environment. Natural radiation and natural radioactive elements are not associated with the surveillance programme, although the greater part of the public exposure to radiation is caused by natural radiation. Exposure to natural radiation is controlled separately if there is reason to suspect, that natural radioactive elements cause unusual high exposure to the public (e.g. indoor radon and natural radionuclides in drinking water). Nuclear power plant licensees are responsible for environmental surveillance in the vicinity of nuclear power plants in Finland. Those results are reported elsewhere.

Surveillance of environmental radioactivity in Finland is one of the official obligations of the Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK). This obligation is based on the national and the European Communities' legislation. The Finnish radiation protection legislation appoints STUK as the national authority responsible for surveillance of environmental radioactivity, and the Euratom Treaty assumes continuous monitoring of levels of radioactivity in the air, water and soil in the Member States. In Finland, also the Finnish Meteorological Institute (FMI) and the Defence Forces are monitoring environmental radiation at their own stations. Research and Environmental Surveillance Department (TKO) at STUK is a testing laboratory accredited by FINAS (Finnish Accreditation Service) under the registration number T167. The laboratory meets the requirements laid down in standard EN ISO/IEC 17025:2005. Almost all analyses in the radiation surveillance programme are made according to the accreditation requirements.

STUK's partners in surveillance of environmental radioactivity are collecting and delivering environmental samples for laboratory analyses, or are participating in whole-body counting. STUK would like to express its gratitude to the following stakeholders for the successful co-operation: Defence Forces, Finnish Meteorological Institute, Arctic Centre, The ELY Centre (Centre for Economic Development, Transport and the Environment) of the Southeast Finland, The ELY Centre of the North Ostrobothnia, The ELY Centre of Lapland, The ELY Centre of Southwest Finland, Southeast Finland Frontier Guard District, Lapland Frontier Guard District, Rescue Centre of Kotka, Water supply plants of Oulu and Turku, Valio Ltd., Hospital District of Helsinki and Uusimaa / Surgical Hospital / Ravioli, Tampere University Central Hospital, Lapland Central Hospital, Helsinki Region Environmental Services Authority, Secondary school of Helsingin yhteislyseo, Secondary school of Hatanpää in Tampere, and Secondary school of Korkalovaara and Lyseonpuisto in Rovaniemi. The enquiries within the stakeholders of environmental radiation surveillance have shown that the stakeholders are fairly satisfied with the radiation surveillance programme and reporting of the results.

This report is addressed to all who are interested in environmental radioactivity in Finland. STUK delivers monitoring data also to the European Commission on regular basis, and this report is a summary of the results delivered to the Commission. The report is also available at the STUK's home pages *www.stuk.fi*.

Raimo Mustonen, Deputy Director

Sisällysluettelo

ESIPUHE	3
1 YHTEENVETO	11
2 FUKUSHIMAN YDINVOIMALAITOSONNETTOMUUDESTA PERÄISIN OLEVIENT RADIOAKTIIVISTEN AINEIDEN ESIINTYMINEN SUOMESSA	14
3 ULKOINEN SÄTEILY	22
4 ULKOILMAN RADIOAKTIIVISET AINEET	28
5 ULKOILMAN KOKONAISBEETA-AKTIIVISUUS	35
6 LASKEUMAN RADIOAKTIIVISET AINEET	39
7 PINTAVEDEN RADIOAKTIIVISET AINEET	45
8 JUOMAVEDEN RADIOAKTIIVISET AINEET	49
9 MAIDON RADIOAKTIIVISET AINEET	53
10 ELINTARVIKKEIDEN RADIOAKTIIVISET AINEET	58
11 RADIOAKTIIVISET AINEET IHMISESSÄ	66
12 JÄTELIETTEEN RADIOAKTIIVISET AINEET	71
13 RADIOAKTIIVISET AINEET ITÄMERESSÄ	75
LIITE 1. IONISOIVAAN SÄTEILYYN LIITTYVIÄ KESKEISIÄ SUUREITA JA NIIDEN YKSIKÖITÄ	79

Innehållsförteckning

FÖRETAL	4
1 SAMMANDRAG	12
2 FÖREKOMST AV RADIOAKTIVA ÄMNEN I FINLAND FRÅN KÄRNKRAFTSOLYCKAN I FUKUSHIMA	16
3 EXTERN STRÅLNING	23
4 RADIOAKTIVA ÄMNEN I UTELUFT	29
5 TOTAL BETAAKTIVITET I UTELUFT	36
6 RADIOAKTIVA ÄMNEN I NEDFALL	40
7 RADIOAKTIVA ÄMNEN I YTVATTEN	46
8 RADIOAKTIVA ÄMNEN I DRICKSVATTEN	50
9 RADIOAKTIVA ÄMNEN I MJÖLK	54
10 RADIOAKTIVA ÄMNEN I LIVSMEDEL	60
11 RADIOAKTIVA ÄMNEN I MÄNNISKOKROPPEN	67
12 RADIOAKTIVA ÄMNEN I AVFALLSSLAM	72
13 RADIOAKTIVA ÄMNEN I ÖSTERSJÖN	76
BILAGA 1. JONISERANDE STRÅLNING, DESS VIKTIGASTE STORHETER OCH DERAS ENHETER	80

Contents

PREFACE	5
1 SUMMARY	13
2 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN FINLAND ORIGINATED FROM THE ACCIDENT AT FUKUSHIMA NUCLEAR POWER PLANT	18
3 EXTERNAL RADIATION	24
4 AIRBORNE RADIOACTIVE SUBSTANCES	30
5 GROSS BETA ACTIVITY OF GROUND-LEVEL AIR	37
6 RADIONUCLIDES IN DEPOSITION	41
7 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN SURFACE WATER	47
8 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN DRINKING WATER	51
9 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN MILK	55
10 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN FOODSTUFFS	62
11 RADIOACTIVITY IN MAN	68
12 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN WASTEWATER SLUDGE	73
13 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN THE BALTIC SEA	77
APPENDIX 1. IONISING RADIATION, THE KEY PARAMETERS AND THEIR UNITS	81

1 Yhteenveto

Tämä raportti on kansallinen yhteenveto ympäristön säteilyvalvonnan tuloksista Suomessa vuonna 2011. Raporttiin ovat tuloksia toimittaneet Säteilyturvakeskuksen lisäksi myös Ilmatieteen laitos ulkoilman kokonaisbeeta-aktiivisuudesta ja Puolustusvoimien teknillinen tutkimuslaitos ulkoilman radioaktiivisista aineista yhdellä valvontasemalla.

Ympäristön säteilyvalvontaohjelma sisältää ulkoisen annosnopeuden jatkuvan ja automaattisen monitoroinnin, ulkoilman radioaktiivisten aineiden ja kokonaisbeeta-aktiivisuuden monitoroinnin, radioaktiivisen laskeuman, pinta- ja juomaveden, jäteliikkeen, maidon ja elintarvikkeiden radioaktiivisuuden säännöllisen monitoroinnin sekä ihmisen kehossa olevien radioaktiivisten aineiden monitoroinnin. Tähän raporttiin on lisätty erillinen luku maaliskuussa 2011 Japanissa tapahtuneesta Fukushima ydinvoimalaitosonnettomuudesta peräisin olevien radioaktiivisten aineiden näkymisestä Suomessa sekä yhteenveto Itämeren radioaktiivisuusvalvonnan tuloksista.

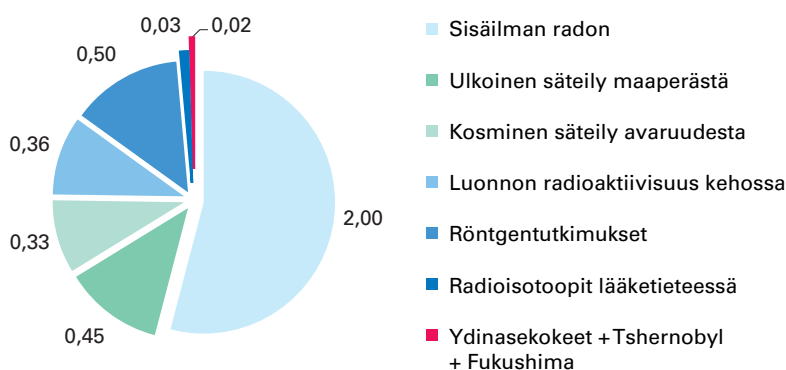
Vuoden 2011 tulokset osoittavat, että ympäristössä olevat keinotekoiset radioaktiiviset aineet olivat peräisin vuoden 1986 Tshernobylin onnettomuudesta,

ilmakehässä 1950- ja 1960-luvuilla tehdyistä ydinkokeista ja Fukushima onnettomuudesta. Näiden lisäksi havaittiin vuonna 2011 kahdella keräysasemalla yhteensä kuusi kertaa erittäin pieniä määriä lyhytikäisiä radioisotooppeja ulkoilmassa (^{54}Mn , ^{58}Co , ^{59}Fe , ^{60}Co , $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ja ^{241}Am). Niiden pitoisuudet olivat kuitenkin niin pieniä, ettei niiden esiintymisellä ollut mitään vaikutuksia ihmisten terveydelle.

Suomalaiset saavat eri säteilylähteistä keskimäärin vuoden aikana noin 3,7 millisievertin (mSv) säteilyannoksen. Valtaosa tästä säteilyannoksesta aiheutuu maaperässä olevista luonnon radioaktiivisista aineista ja kosmisesta säteilystä. Ympäristön keinotekoisien radioaktiivisten aineiden aiheuttama säteilyaltistus vuonna 2011 oli merkityksettömän pieni kokonaissäteilyaltistukseen verrattuna, keskimäärin noin 0,02–0,03 mSv. Tämä on alle 1 % väestön kokonaissäteilyaltistuksesta. Kuva 1.1 esittää suomalaisen keskimääräisen säteilyannoksen eri lähteet.

Vuoden 2011 tulokset osoittavat myös, että vuoden aikana ei tapahtunut sellaisia radioaktiivisten aineiden päästöjä ympäristöön, joilla olisi haitta-vaikutuksia ihmisen terveydelle tai ympäristölle Suomessa.

Suomalaisten keskimääräinen säteilyannos (mSv) vuodessa



Kuva 1.1. Suomalainen saa ionisoivasta säteilystä keskimäärin 3,7 millisievertin säteilyannoksen vuodessa. Tässä raportissa esitettävät säteilyaltistuksen lähteet aiheuttavat yhteensä noin 0,7 % osuuden koko annoskasta (punainen siivu kuvassa).

1 Sammandrag

Denna rapport är ett nationellt sammandrag av strålningsövervakning av miljön i Finland år 2011. Huvuddelen av resultaten är från Strålsäkerhetscentralen, men i rapporten ingår uppgifter även från Meteorologiska Institutet angående total betaaktivitet i uteluft och från en mätstation vid Försvarsmaktens Tekniska Forskningsinstitut angående radioaktiva ämnen i uteluft.

Miljöstråltillsynens program omfattar fortlöpande automatisk monitorering av extern dosrat, monitorering av radioaktiva ämnen och total beta-aktivitet i uteluft, regelbunden monitorering av radioaktivt nedfall, radioaktivitet i yt- och dricksvatten, slammet från avloppsreningsverket i Helsingfors, mjölk och livsmedel samt radioaktiva ämnen i människokroppen. Rapporten innehåller också resultat om hur radioaktiva ämnen från kärnkraftverksolyckan i Fukushima i Japan mars 2011 observerades i Finland, samt ett sammandrag av radioaktivtetsövervakning i Östersjön.

Resultaten för år 2011 visar, att de artificiella radioaktiva ämnena i miljön härrörde från olyckan i Tjernobyl år 1986, från kärnvapenprov i atmos-

fären på 1950- och 1960-talet samt från olyckan i Fukushima. År 2011 har dessutom observerats sex gånger på två observationsstationer ytterst små mängder av kortlivade radioisotoper i uteluften (^{54}Mn , ^{58}Fe , ^{59}Fe , ^{60}Co , $^{99\text{m}}\text{Tc}$ och ^{241}Am). Dessa radionuklider förekom dock i så små halter, att de inte har haft någon inverkan på människors hälsa.

Finländarnas stråldos från olika strålningskällor är årligen i medeltal 3,7 millisievert (mSv). Huvuddelen härrör från naturliga radioaktiva ämnen i marken och från den kosmiska strålningen. Artificiella radioaktiva ämnen stod år 2011 för en obetydligt liten del av bestrålningen jämfört med den totalstråldosen. De artificiella ämnena i livsmiljön beräknas ha orsakat i medeltal cirka 0,02–0,03 mSv stråldos år 2011, eller mindre än 1 % tillägg till befolkningens totalstråldos. Bild 1.2 visar olika källor av den totala stråldos, som finländarna årligen får.

Resultaten för Finland år 2011 visar också, att under året hände det inga sådana utsläpp av radioaktiva ämnen till miljön som skulle ha haft någon skadeverkan på människors hälsa eller på miljön i Finland.

Den genomsnittliga stråldos som finländarna får årligen (mSv)

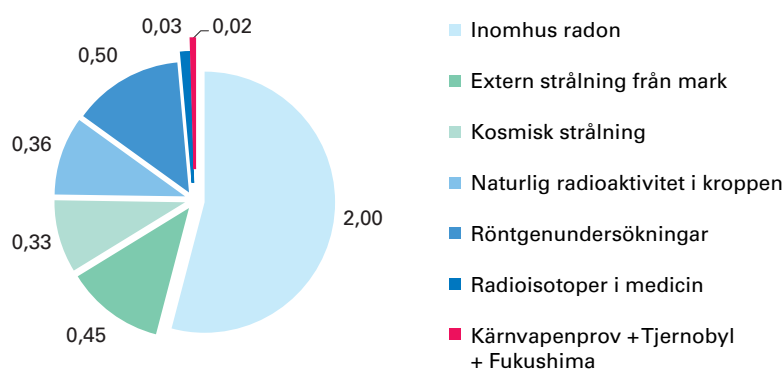


Bild 1.2. En finne får årligen från joniserande strålning i genomsnitt 3,7 millisievert stråldos. De strålkällor som presenteras i denna rapport orsakar tillsammans ca 0,7 % av den totala doskakan (den röda skivan i bilden).

1 Summary

This report is the national summary of the results obtained in surveillance of environmental radioactivity in Finland in 2011. The Finnish Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK) has produced most of the results, but also the Finnish Meteorological Institute and the Defence Forces Research Institute of Technology have delivered results to this report, on gross beta activity in outdoor air and on airborne radioactive substances, respectively.

The surveillance programme on environmental radioactivity contains continuous and automated monitoring of external dose rate in air, regular monitoring of radioactive substances and gross beta activity in outdoor air, radioactive substances in deposition, in surface and drinking water, in sludge from the wastewater treatment plant in Helsinki, in milk, foodstuffs, and in human body. This report contains also a separate chapter on how radioactive substances from the nuclear power plant accident in Fukushima in Japan, March 2011, were observed in Finland, as well as a summary of the results of the monitoring of radioactivity in the Baltic Sea.

The results of 2011 show that observed artificial radionuclides in the environment originated from

the Chernobyl accident in 1986, from atmospheric nuclear tests performed in 1950's and 1960's, and from the Fukushima accident. In addition to these, very small amounts of short-lived artificial radioisotopes in outdoor air were detected six times at two monitoring stations in 2011 (^{54}Mn , ^{58}Fe , ^{59}Fe , ^{60}Co , $^{99\text{m}}\text{Tc}$, and ^{241}Am). Their concentrations were, however, so small that their appearance had no impact to human health or the environment.

The average annual dose of Finns, received from different radiation sources, is about 3.7 millisievert (mSv). Majority of this annual dose is caused by natural radionuclides in soil and bedrock, and by the cosmic radiation. The exposure to radiation of artificial radionuclides in the environment in 2011 was insignificant compared with the total annual dose. In 2011, artificial radionuclides in the environment were estimated to cause about 0.02–0.03 mSv radiation dose, or less than 1% increase to the total radiation exposure of the population. Figure 1.3 show contributions of different sources of radiation in the total annual dose.

The results also show that in 2011 there were no such environmental releases of radioactive substances which would have any harmful effects on human health or the environment in Finland.

The mean annual exposure of Finns to radiation (mSv)

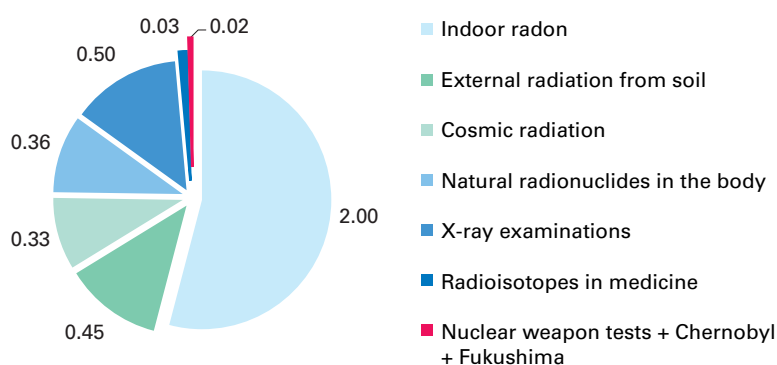


Fig. 1.3. A Finn gets annually about 3.7 millisievert dose from ionising radiation. The sources of radiation presented in this report cause in total about 0.7% of the total dose (the red slice in the figure).

2 Fukushima ydinvoimalaitosonnettomuudesta peräisin olevien radioaktiivisten aineiden esiintyminen Suomessa

Japanin edustalla maaliskuun yhdenentoista päivänä 2011 tapahtuneen maanjäristyksen nostattama tsunami vaurioitti pahoin Fukushima Dai-ichin ydinvoimalaitosta. Vaurioiden seurauksena menetettiin reaktoreiden jäähdytys ja onnettomuuden edetessä ympäristöön vapautui usean päivän ajan merkittäviä määriä radioaktiivisia aineita. Ilmaan vapautuneet aineet levisivät ilma-virtausten mukana pääasiallisesti itään ylittäen Tyynenmeren, Pohjois-Amerikan mantereen sekä Atlantin saapuen noin viikon kuluttua onnettomuuden alusta myös Eurooppaan. Muutamien viikkojen sisällä Fukushiman ydinvoimalaitoksesta vapautuneet aineet olivat havaittavissa koko pohjoisella pallonpuoliskolla.

Suomessa onnettomuudesta peräisin olevia radioaktiivisia aineita havaittiin ulkoilmassa kaikkialla maassa sekä satunnaisesti laskeumanäytteissä ja metsäympäristön näytteissä.

Päästöpilven kulkureitillä tehdyt mittaukset osoittivat radioaktiivisten aineiden pitoisuuksien olevan niin pieniä, ettei niillä Japanin ulkopuolella ollut mitään terveydellistä merkitystä. STUK siirtyi kuitenkin tehostettuun pintailman radioaktiivisten aineiden valvontaan, koska tämä valvontamenetelmä on ylivoimaisesti herkin käytössä olevista menetelmistä.

Ulkoilma

Ensimmäiset havainnot poikkeavasta radioaktiivisuudesta tehtiin Rovaniemellä 19.–21.3. ja Helsingissä 22.–23.3. kerätyistä hiukkasnäytteistä. Näytteissä havaittiin radioaktiivista jodin isotooppia ^{131}I , aktiivisuuspitoisuuksien ollessa

60–120 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (mikroBq/ m^3). Ensimmäisten havaintojen jälkeen jodin pitoisuudet kasvoivat saavuttaen suurimmat arvonsa, noin 10 mBq/ m^3 (milliBq/ m^3) maaliskuun lopussa. Kuvassa 2.1 on esitetty jodin aktiivisuuspitoisuus Helsingissä huhtikuun puoleen väliin asti. Kuvassa on esitetty sinisellä värillä aerosolihiukkasiin sitoutuneen jodin osuus, punaisella kaasumaisen jodin osuus ja vihreällä näiden summa. Punaiset neliöt kertovat kaasumaisen jodin prosenttiosuuden Helsingissä, siniset pisteet Rovaniemellä. Kuvasta nähdään kaasumaisen jodin osuuden olevan lähes kaikissa näytteissä yli 80 % jodin kokonaismäärästä. Keväällä 1986 Tshernobylin ydinvoimalaitosonnettomuuden seurauksena Helsingin pintailmassa jodia oli enimmillään noin 200 Bq/ m^3 , ja myös tästä suurin osa oli kaasumaisessa muodossa. Fukushiman ydinvoimalaitosonnettomuudesta peräisin olevan jodin pitoisuudet Suomessa jäivät siis noin 1/20 000-osaan Tshernobylin aiheuttamasta päästöstä.

Jodin lisäksi hiukkasnäytteissä havaittiin pian myös muita herkästi höyrystyviä radioaktiivisia aineita, kuten cesiumin isotooppeja ^{134}Cs ja ^{137}Cs ja vähemmässä määrin telluurin isotooppeja. Myös näiden nuklidien pitoisuudet saavuttivat suurimmat arvonsa maaliskuun lopulla. Kuvassa 2.2 on esitetty ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuudet eri mittausasemilla toukokuun alkuun asti. Fukushima Dai-ichin päästössä ^{134}Cs - ja ^{137}Cs -isotooppien aktiivisuuksien suhde oli noin yksi. Vielä myöhään syksyllä ^{134}Cs -isotooppia oli satunnaisesti aerosolinäytteissä erittäin pieniä määriä.

Fukushiman onnettomuuden vaikutus näkyi Suomessa myös ulkoilman kokonaisbeeta-aktiivi-

suudessa. Kuvassa 2.3 on esitetty ilman aerosoleihin kiinnittyneen beeta-aktiivisuuden vuorokautiset pitoisuudet Ilmatieteen laitoksen valvonta-aseilla Helsingissä ja Sodankylässä maaliskuussa 2011. Maaliskuun lopun ja huhtikuun alun piikki johtuu pääosin Fukushima ydinvoimalaitosonnettomuudesta Suomeen kulkeutuneista fissiotuotteista. Luonnollisista syistä, eli lähinnä ^{210}Pb :n pitoisuuden takia, vuorokautinen kokonaisbeetaaktiivisuus nousee yli $1\,000\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ tasolle kerran pari vuodessa.

Fukushiman ydinvoimalaitoksesta peräisin olleiden radioaktiivisten aineiden pitoisuudet eivät Suomessa olleet missään vaiheessa terveydelle haitallisella tasolla eikä suojelutoimenpiteisiin ollut tarvetta.

Laskeuma

Fukushiman ydinonnettomuudesta peräisin olevaa ^{131}I :a havaittiin pieniä määriä Helsingin ja Rovaniemen märkälasseumassa. Helsingissä kerättiin näytteitä maaliskuussa ja huhtikuussa laitteella, joka erottaa sateen mukana tullutta märkää laskeumaa ja kuivaa laskeumaa toisistaan. Rovaniemellä mitattiin yksi näyte huhtikuussa laitteella, joka ei erottele märkää ja kuivaa laskeumaa. Helsingissä keräysjakso oli yksi viikko ja Rovaniemellä 12 päivää. Kuvassa 2.4 on esitetty mitatut ^{131}I -aktiivisuuspitoisuudet vuonna 2011 (Bq/m^2).

Metsäympäristö

Suomen metsäympäristössä havaittiin loppukesän ja syksyn 2011 aikana kerätyissä metsäympäristön

näytteissä pieniä määriä Fukushima ydinvoimalaitoksen onnettomuudesta peräisin olevia radioaktiivisia ^{134}Cs :ää ja ^{137}Cs :ää. Cesiumia löytyi muun muassa jäkälistä, sammalista, sienistä sekä hirven- ja poronlihasta.

Fukushiman ydinvoimalaitosonnettomuus lisäsi keinotekoisien radioaktiivisuuden määrää suomalaisissa luonnontuotteissa vuonna 2011 korkeimmillaan noin prosentin verran, tuotteesta riippuen. Muu luonnontuotteissa oleva keinotekoinen radioaktiivisuus on peräisin 1986 tapahtuneesta Tshernobylin ydinvoimalaitoksen onnettomuudesta ja ilmakehässä 1950- ja 1960-luvuilla tehdystä ydinpommikokeista. Havaitut ^{134}Cs - ja ^{137}Cs -pitoisuudet olivat sienissä ja poron- ja hirvenlihassa alle yhden becquerelin tuorekiloa kohti. Tshernobylin onnettomuudesta peräisin oleva ^{137}Cs -määrä oli samoissa sieninäytteissä $25 - 3\,000\ \text{Bq}/\text{kg}$ ja poron- ja hirvenlihassa $17 - 95\ \text{Bq}/\text{kg}$.

Suomalaiset saavat eri lähteistä keskimäärin $3,7$ millisievertin suuruisen säteilyannoksen vuodessa. Luonnosta peräisin olevien elintarvikkeiden keinotekoisesta radioaktiivisuudesta aiheutuva säteilyannos on keskimäärin $0,01$ millisievertiä vuodessa. Fukushima onnettomuuden aiheuttama lisäys tähän on merkityksettömän pieni. Talousvedessä, maidossa ja muissa kaupan olevissa elintarvikkeissa ei havaittu Fukushima onnettomuudesta peräisin olevaa radioaktiivisuutta.

Yhteyshenkilö: Raimo Mustonen, Säteilyturvakeskus (raimo.mustonen@stuk.fi)

2 Förekomst av radioaktiva ämnen i Finland från kärnkraftsolyckan i Fukushima

Jordbävningen utanför Japan den elfte mars 2011 gav upphov till en kraftig tsunami, som allvarligt skadade kärnkraftverket Fukushima Dai-ichi. Skadan ledde till förlust av reaktorns kylning, vilket resulterade i att betydande mängder av radioaktiva ämnen spreds i miljön. De radioaktiva ämnena spreds med luftströmmar främst österut, passerande Stilla havet, den nordamerikanska kontinenten och Atlanten, och anlände till Europa ungefär en vecka efter starten av olyckan. Utsläppet från olyckan i Fukushima kunde iakttas inom några veckor över hela norra halvklotet.

Radioaktiva ämnen från Fukushima observerades i uteluften i hela Finland samt sporadiskt i nedfallsprover och prover från skogsmiljön.

Mätningarna på utsläppets väg visade att koncentrationerna av radioaktiva ämnen var så små att de utanför Japan inte hade någon betydelse för hälsan. STUK intensifierade emellertid övervakningen av luftburen radioaktivitet, eftersom denna övervakning är den överlägset känsligaste metoden som finns i bruk.

Uteluft

De första observationerna av onormal radioaktivitet gjordes i Rovaniemi den 19 till 21 mars, och i Helsingfors den 22–23 mars. Proverna visade en radioaktiv isotop av jod, ^{131}I , med aktivitetskoncentrationen mellan 60 och 120 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (mikroBq/

m^3). Efter de första observationerna ökade jodkoncentrationerna och nådde det maximala värdet, ca 10 mBq/m^3 (milliBq/ m^3), i slutet av mars. Bild 2.1 visar aktivitetskoncentrationerna av jod i Helsingfors till mitten av april. Bilden visar aerosolbunden jod i blått, gasformig jod i rött och deras summa i grönt. Röda fyrkanter visar andelen gasformig jod i Helsingfors och blåa fyrkanter i Rovaniemi. Bilden visar att andelen gasformig jod i nästan alla prov var över 80 % av den totala mängden jod. Under våren 1986 i Helsingfors var den maximala jodkoncentrationen i luften ca 200 Bq/m^3 (från Tjernobyl), och största delen av den var också i gasform. De jodkoncentrationer, som Fukushima olyckan orsakade i Finland, var cirka 1/20 000 av det som Tjernobyl olyckan orsakade.

Utöver jod konstaterades snart också andra föregående radioaktiva ämnen i luftburna aerosolprov, såsom cesiumisotoperna ^{134}Cs och ^{137}Cs och, i mindre utsträckning, isotoper av tellurium. Också koncentrationerna av dessa ämnen nådde de högsta värdena i slutet av mars. I bild 2.2 presenteras aktivitetskoncentrationerna av ^{137}Cs i de olika mätstationerna till början av maj. Koncentrationsförhållandet mellan ^{134}Cs och ^{137}Cs i utsläppet från Fukushima var cirka 1. Ännu sent i höst hittades ^{134}Cs sporadiskt i aerosolprover i ytterst små mängder.

Påverkan av Fukushima olyckan kunde ses också i luftburen betaaktivitet i Finland. Bild 2.3

visar koncentrationerna av långlivad betaaktivitet i luften på Meteorologiska institutets mätstationer i Helsingfors och Sodankylä i mars och april 2011. Toppen vid månadsskiftet orsakas huvudsakligen av fissionsprodukter som drev in över Finland från olyckan i Fukushima. På grund av naturlig radioaktivitet, d.v.s. närmast ^{210}Pb , överstiger den dagliga luftburna betaaktivitetskoncentrationen $1\,000\text{ }\mu\text{Bq/m}^3$ ett par gånger per år.

Koncentrationen av radioaktiva ämnen i Finland från Fukushima var aldrig på en nivå som skulle ha varit skadlig för hälsan och det fanns inga behov av skyddsåtgärder.

Nedfall

Jod-131 från kärnkraftsolyckan i Fukushima hittades i små mängder i vått nedfall som kommit med regn i Helsingfors och Rovaniemi. Prover insamlades i Helsingfors i mars och april med en apparat, som skiljer på torrt nedfall och vått nedfall. I Rovaniemi mättes ett prov som innehöll både torrt och vått nedfall. Insamlingsperioden i Helsingfors var en vecka och i Rovaniemi 12 dagar. Bild 2.4 visar de uppmätta ^{131}I -koncentrationerna i nedfallet (Bq/m^2).

Skogsmiljö

I slutet av sommaren och på hösten 2011 hittades små mängder av ^{134}Cs och ^{137}Cs från Fukushima

i den finska skogsmiljön. Cesium hittades bland annat i lav, mossor, svampar, samt i älgkött och renkött.

Kärnkraftverksolyckan i Fukushima ökade mängden konstgjord radioaktivitet i finska naturprodukter år 2011 med ungefär en procent, beroende på produkt. Den övriga konstgjorda radioaktiviteten i våra naturprodukter härstammar från Tjernobylolyckan 1986 och från atmosfäriska kärnvapenprov på 1950- och 1960-talen. De uppmätta ^{134}Cs och ^{137}Cs koncentrationerna från Fukushimaolyckan i svampar och viltkött var mindre än en becquerel per kilogram färsk vikt. Mängden av ^{137}Cs från Tjernobylolyckan i samma svampprover var $25 - 3\,000\text{ Bq/kg}$ och i viltkött $17 - 95\text{ Bq/kg}$.

Finländarna får i genomsnitt en total årlig stråldos på 3,7 millisievert från alla strålningskällor. Den dos som orsakas av konstgjord radioaktivitet i naturliga ätbara produkter är i genomsnitt 0,01 millisievert. Tillskottet till denna från Fukushimaolyckan är försumbart. Dricksvatten, mjölk och andra saluförda livsmedel har inte konstaterats innehålla radioaktivitet från Fukushima.

Kontaktperson: Raimo Mustonen, Strålsäkerhetscentralen (raimo.mustonen@stuk.fi)

2 Radioactive substances in Finland originated from the accident at Fukushima nuclear power plant

The tsunami at the north-eastern coast of Japan in March 2011 destroyed badly the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant. As a result of damages cooling of the reactors was lost and significant amounts of radioactive substances were released into the environment. The released radionuclides were dispersed mainly to east crossing the Pacific, the North American continent, as well as the Atlantic Ocean. The dispersed radionuclides reached Europe after about one week. Within a few weeks the radioactive substances were detectable in the whole northern hemisphere.

Radioactive substances from the Fukushima accident were detected in outdoor air everywhere in Finland and occasionally in the deposition samples and in certain samples in forest environment.

Measurements along the route of release showed the amounts of radioactive substances in the environment outside Japan so small that they did not have adverse effects on health. STUK, however, transferred to an enhanced monitoring of airborne radioactivity, since this surveillance method is far and away the most sensitive monitoring method available.

Outdoor air

The first findings of abnormal radioactivity in air were made in the particulate air samples collected in Rovaniemi in 19–21 March and in Helsinki 22–23 March. Radioactive isotope of iodine (^{131}I) was detected in concentrations of 60–120 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (microBq/ m^3). After these first findings, the activity concentration of ^{131}I increased and reached the

highest value, about 10 mBq/m^3 (milliBq/ m^3), at the end of March. Figure 2.1 presents the activity concentrations of iodine in Helsinki up to the middle of April. In the figure, blue colour presents the iodine concentrations in the particulate form, red colour in the gaseous form, and green colour the total iodine concentrations. The red squares represent the percentage value of gaseous iodine in Helsinki, and the blue dots in Rovaniemi. The share of gaseous iodine in almost all samples was more than 80% of the total concentration. In the spring 1986, the maximum ^{131}I concentration in Helsinki due to the accident at the Chernobyl nuclear power plant was about 200 Bq/m^3 , and also then the major part of iodine was in gaseous form. Then, the maximum iodine concentrations in Helsinki from the Fukushima accident were about 1/20 000 of those from the Chernobyl accident.

Also other easily vaporizing radioactive substances were detected in outdoor air in Finland, as cesium isotopes ^{134}Cs and ^{137}Cs and, in minor concentrations, tellurium isotopes. Also concentrations of these radionuclides reached their maximum values at the end of March. Figure 2.2 presents activity concentrations of airborne ^{137}Cs in different monitoring stations until the beginning of May. The ratio of activities of ^{134}Cs and ^{137}Cs in the release from the Fukushima power plant was about one. ^{134}Cs was occasionally detectable in very small concentrations until late in autumn.

Radioactive release from the Fukushima nuclear power plant was detectable also in the

airborne beta activity in Finland. The observed long-lived gross beta activities bound in airborne aerosols at the monitoring stations of the Finnish Meteorological Institute in Helsinki and Sodankylä in March–April 2011 are presented in Figure 2.3. The concentration peak in the turn of March and April is mainly due to the fission products transported to Finland from the Fukushima accident. Daily activity concentrations exceed the level of 1 000 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ only a couple of times per year due to natural radioactivity, mainly ^{210}Pb .

Airborne activity concentrations in Finland due to the Fukushima accident were not at any time on the level that could have had harmful health effects and there was no reason for any protective actions.

Deposition

Radioactive iodine (^{131}I) from the Fukushima accident was detectable in small amounts also in wet deposition in Helsinki and Rovaniemi. Deposition samples were collected in Helsinki with a sampler being able to separate the wet and dry deposition. In Rovaniemi, one sample was collected without separating the wet and dry deposition. The sampling period in Helsinki was one week and in Rovaniemi it was 12 days. The results are presented in Figure 2.4 in the units of Bq/m^2 .

Forest environment

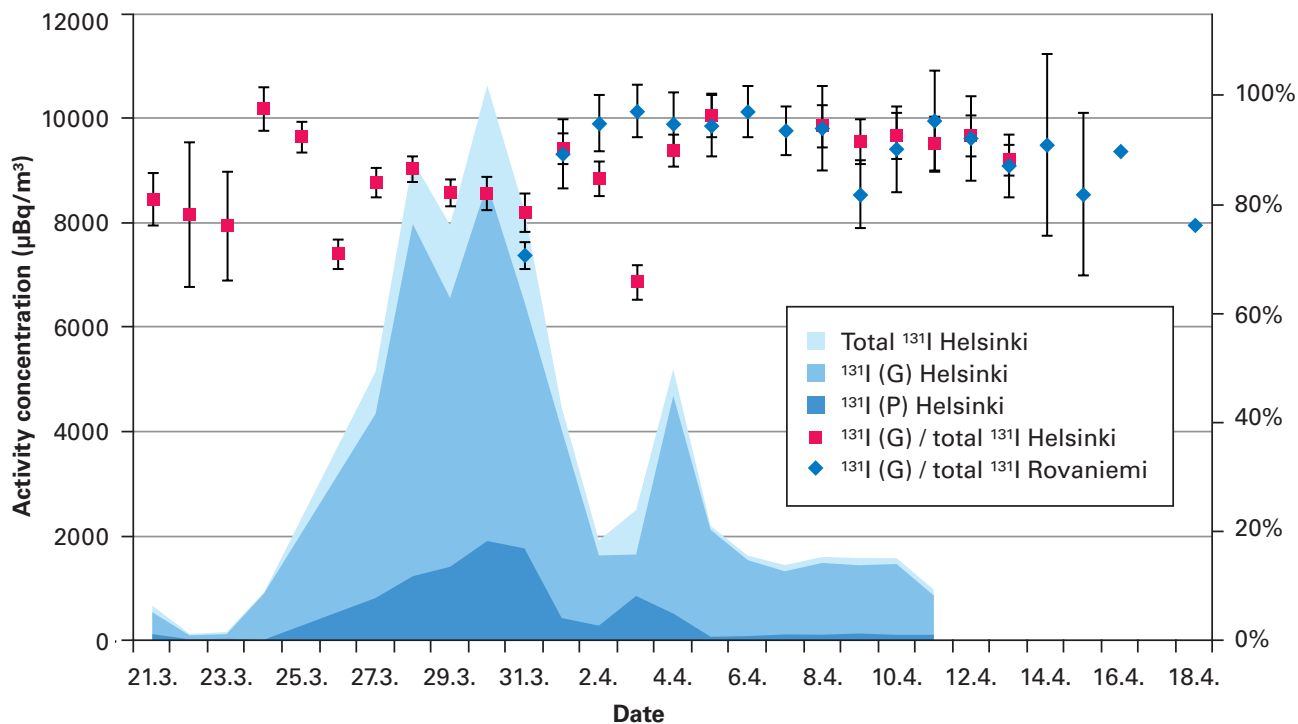
Small amounts of cesium isotopes (^{134}Cs and ^{137}Cs) originated from the Fukushima accident

were detected in some samples collected from the forest environment in late summer and autumn 2011. Cesium was found *inter alia* in lichen, moss, mushrooms, venison and reindeer meat.

The most the Fukushima accident raised the amount of artificial radioactivity in Finnish natural product is about one per cent in 2011, depending on the product. Most of the artificial radioactivity in natural products if from the Chernobyl accident happened in 1986 and from the atmospheric nuclear tests performed in 1950's and 1960's. The measured ^{134}Cs and ^{137}Cs concentrations in mushrooms, venison and reindeer meat, due to the Fukushima accident, were below 1 Bq/kg fresh weight. The concentrations of ^{137}Cs in the same mushroom samples and the venison and reindeer meat samples, due to the Chernobyl accident, were 25 – 3 000 Bq/kg and 17–95 Bq/kg , respectively.

The average annual radiation dose of Finns, received from various radiation sources, is about 3.7 millisievert (mSv). Artificial radioactivity in eatable natural products causes an average annual dose of about 0.01 mSv. The addition to this dose due to radioactivity released in the Fukushima accident is negligible. Radionuclides released in the Fukushima accident were not detected in drinking water, milk or other foodstuffs on the market in Finland.

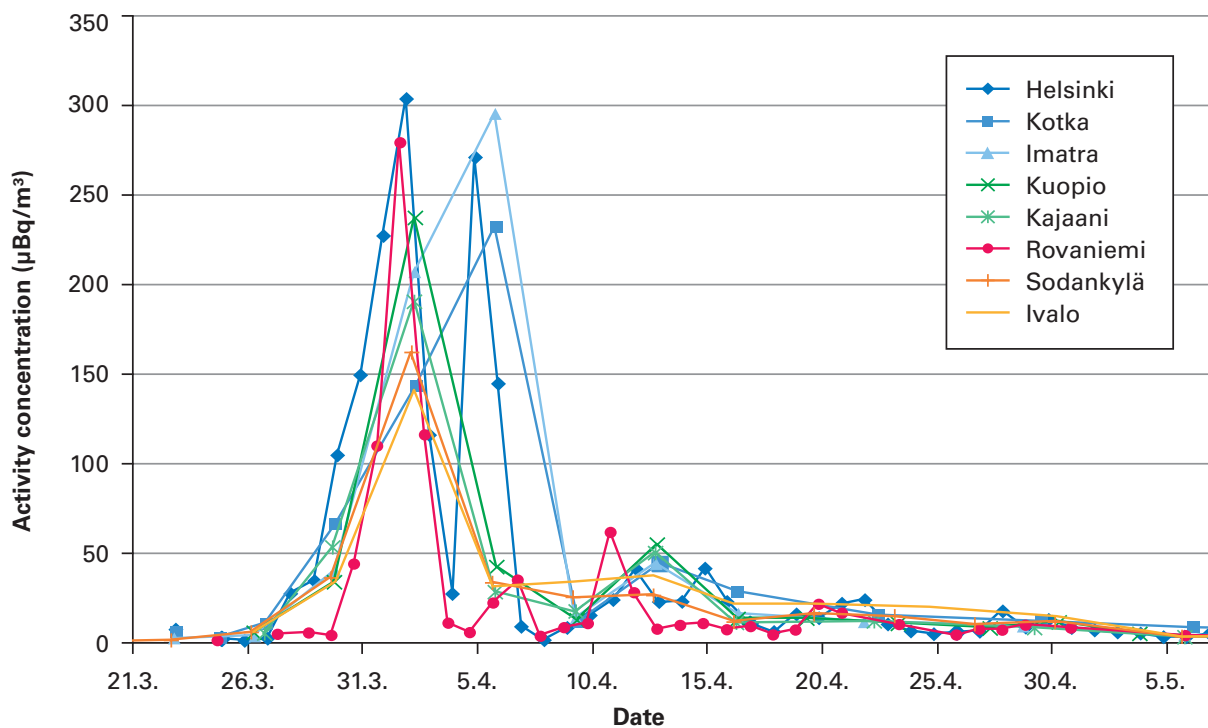
Contact person: Raimo Mustonen, Radiation and Nuclear Safety Authority (raimo.mustonen@stuk.fi)



Kuva 2.1. Kaasumaisen (G), hiukkasiin sitoutuneen (P) ^{131}I :n pitoisuudet ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) ulkoilmassa Helsingissä maaliskuusta huhtikuuhun 2011. Kuvassa näkyy myös kaasumaisen jodin prosentuaalinen osuus kokonaispitoisuudesta Helsingissä ja Rovaniemellä.

Bild 2.1. Koncentrationer ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) av luftburen gasformig (G) och aerosolbunden (P) ^{131}I i Helsingfors i mars-april 2011. Bilden visar också andelen gasformig jod i Helsingfors och i Rovaniemi.

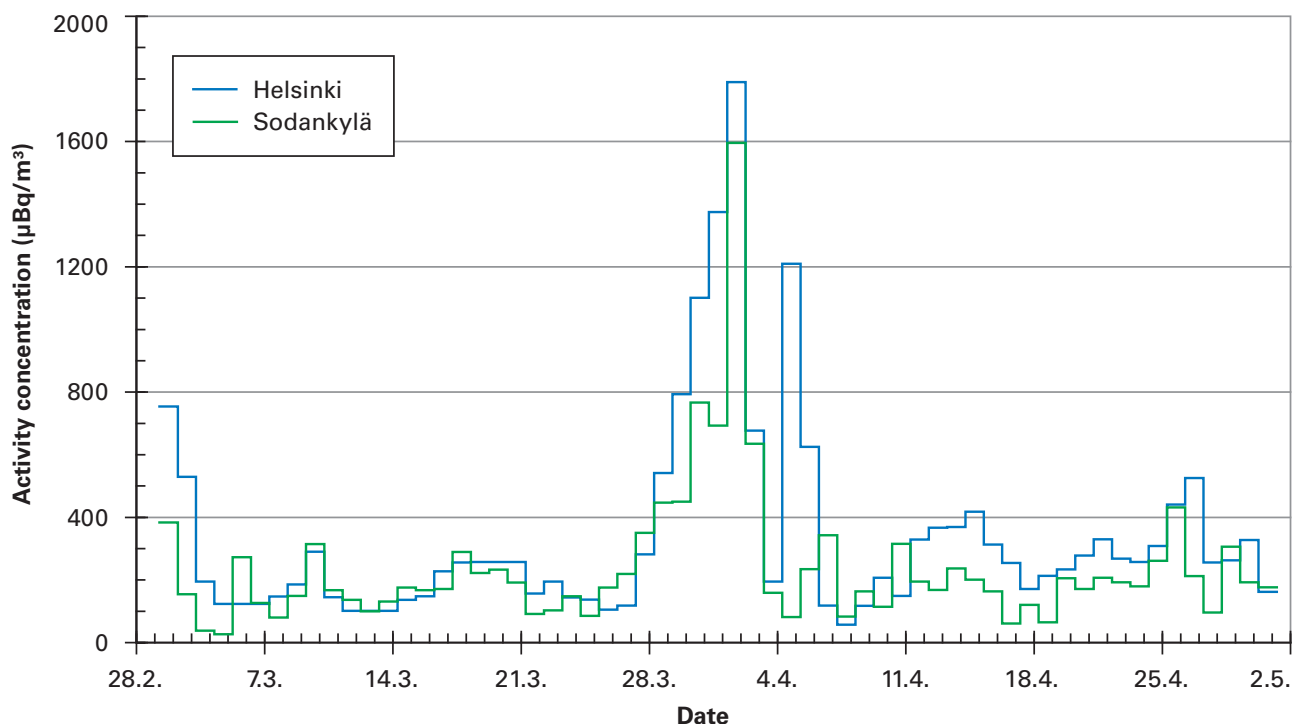
Fig. 2.1. Airborne concentrations of ^{131}I ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) in gaseous form (G) and in particulate form (P) in Helsinki in March–April 2011. The figure also shows the shares of gaseous iodine in the total iodine concentrations in Helsinki and Rovaniemi.



Kuva 2.2. ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) Suomessa eri paikkakunnilla Fukushima-ydinvaihtolaitoksen onnettomuuden jälkeen.

Bild 2.2. Koncentrationer av luftburen ^{137}Cs ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) på olika orter i Finland efter kärnkraftverksolyckan i Fukushima.

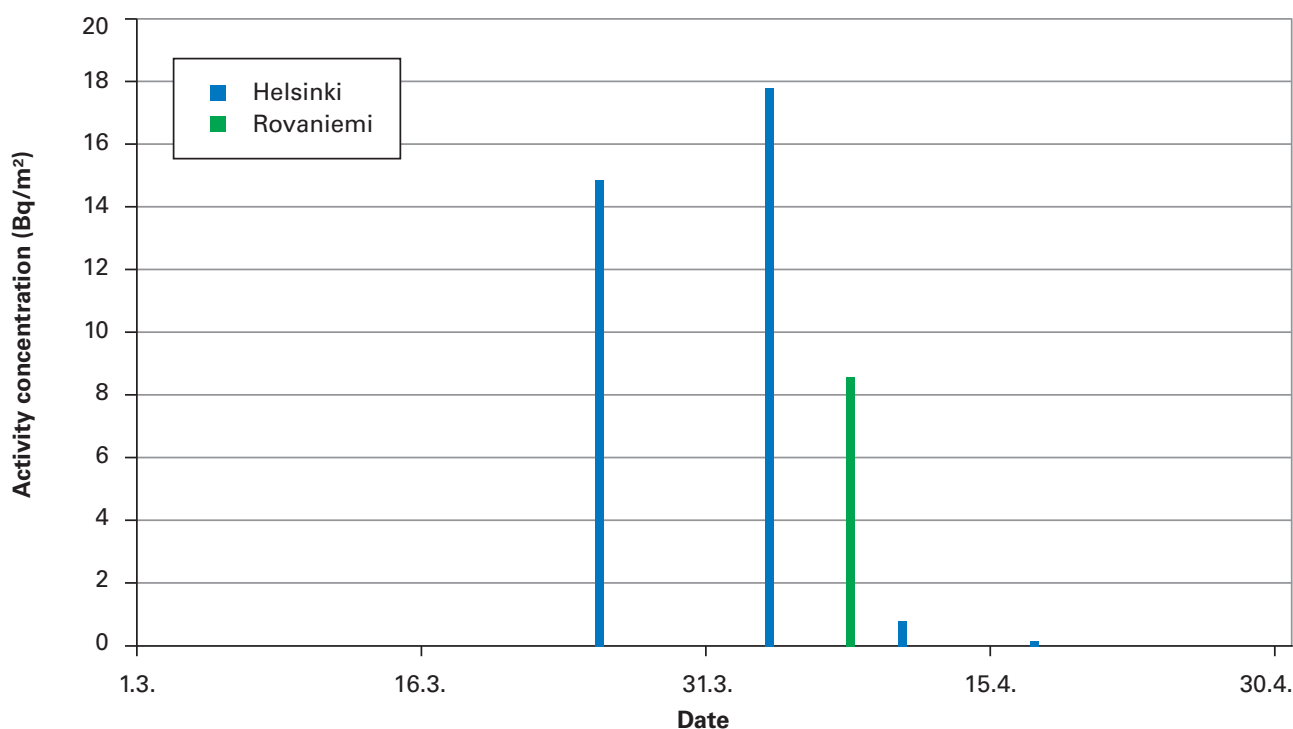
Fig. 2.2. Concentrations of airborne ^{137}Cs ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) in different municipalities in Finland after the Fukushima accident.



Kuva 2.3. Päivittäinen aerosolimuodossa olevan pitkäikäisen beeta-aktiivisuuden pitoisuus ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) Helsingissä ja Sodankylässä maaliskuusta–huhtikuuhun 2011.

Bild 2.3. Dagliga koncentrationer ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) av långlivad betaaktivitet i aerosoler i Helsingfors och Sodankylä i mars–april 2011.

Fig. 2.3. Daily concentrations of aerosol-bound long-lived gross beta activity ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) in Helsinki and Sodankylä in March–April 2011.



Kuva 2.4. ^{131}I -aktiivisuuspitoisuudet (Bq/m^2) Helsingin ja Rovaniemen märkälasketumassa Fukushima ydinvoimalaonnettomuuden jälkeen vuonna 2011.

Bild 2.4. ^{131}I -halter i vått nedfall (Bq/m^2) i Helsingfors och Rovaniemi efter kärnkraftverksolyckan i Fukushima år 2011.

Fig. 2.4. The activity concentrations of ^{131}I (Bq/m^2) in wet deposition following the Fukushima power plant accident in Helsinki and Rovaniemi in 2011.

3 Ulkoinen säteily

Suomessa ulkoisen säteilyn annosnopeutta valvotaan reaaliaikaisella ja kattavalla mittausasemaverkolla. Tähän STUKin ja paikallisten pelastusviranomaisten ylläpitämään automaattiseen Uljas-valvontaverkkoon kuuluu 255 GM-antureilla varustettua mittausasemaa (kuva 3.1). Osa asemista on varustettu myös LaBr_3 -spektrometreilla. Verkkoon on lisäksi liitetty ydinvoimalaitosten hallinnoimat laitosten ympäristössä sijaitsevat GM-mittausasemat. Ilmatieteen laitos ja puolustusvoimat seuraavat annosnopeutta omilla havaintoasemillaan ja kunnilla on valmiudet ulkoisen säteilyn manuaaliseen valvontaan. Kuvassa 3.2 on esimerkki valvonta-aseman säteilyanturista.

Tulosten keruu

Kaikki mittausverkon tulokset talletetaan säteilyvalvonnan tietojärjestelmään USVAan, jonka keskuslaitteisto sijaitsee STUKin tiloissa. Automaattiset mittausasemat lähettävät tuloksen heti niiden valmistuttua USVAan, USVan varajärjestelmään sekä paikalliseen hätäkeskukseen. Tietoliikenne keskuslaitteiston ja asemien välillä hyödyntää viranomaisille tarkoitettua VIRVE-radioverkkoa.

Hälytysten käsittely

Alin hälytysraja on 0,4 mikrosievertiä tunnissa tai säteilyn annosnopeuden nouseminen yli 0,1 mikrosievertiä tunnissa edellisten seitsemän vuorokauden annosnopeuden keskiarvon. Tieto jonkin aseman hälytyksestä ja ympäröivien mittausasemien havaitsemista säteilytasoista on heti paitsi STUKissa myös siinä hätäkeskuksessa, jonka alueella asema sijaitsee. Hälytyksen syyn selvittämisen alkaa välittömästi.

Säteilyannos

Suomen taustasäteily vaihtelee välillä 0,05–0,30 mikrosievertiä tunnissa. Alueellinen vaihtelu annosnopeuksissa johtuu uraanipitoisuuseroista

kallio- ja maaperässä. Lumi- ja jääkerros vaimentaa maaperästä tulevaa säteilyä. Paikallista ja lyhytaikaista nousua annosnopeudessa saattaa aiheuttaa sade, joka tuo radonia ja sen hajoamistuotteita lähemmäksi maanpintaa. Vuoden 2011 aikana valvonnassa havaittiin kolme poikkeamaa taustasäteilystä, joista yksi Uljas-asemaan liitettyllä LaBr_3 -spektrometrilla. Havaintojen syy oli säteilyn hyötykäytössä (teollisuusradiografia tai isotooppituotanto).

Maaperässä olevista keinotekoisista radioaktiivisista aineista (lähinnä Tshernobyl-laskeumasta) aiheutui suomalaisille vuonna 2011 keskimäärin 0,013 millisievertin suuruinen ulkoisen säteilyn annos. Tämä on vähemmän kuin yksi kolmas-kymmenesosa maaperän ja rakennusmateriaalien sisältämien luonnon radioaktiivisten aineiden aiheuttamasta keskimääräisestä ulkoisen säteilyn vuosiansiosta.

Tulosten välittäminen eteenpäin

STUK toimitti vuonna 2011 jatkuvasti kaikkien 255 mittausaseman yhden tunnin annosnopeustiedot julkisille [www-sivuilleen](http://www.stuk.fi) (*www.stuk.fi*). Kahdeksan aseman koko vuoden mittaustulokset on esitetty kuvassa 3.3.

STUK ylläpitää palvelinta, josta erikseen sovitut ulkopuoliset käyttäjät (Euroopan komissio, Itämeren maiden neuvostoon jäsenvaltiot; ks. kuva 3.4) voivat halutessaan hakea Suomen säteilytietoja.

Yhteistyökumppanit

STUKin keskeiset yhteistyökumppanit valtakunnallisessa ulkoisen säteilyn valvonnassa ovat Hätäkeskuslaitos, paikalliset pelastusviranomaiset, sisäasiainministeriö, puolustusvoimat ja Ilmatieteen laitos.

Yhteyshenkilö: Juhani Lahtinen, Säteilyturvakeskus (juhani.lahtinen@stuk.fi)

3 Extern strålning

Den externa strålningsraten i Finland övervakas i realtid med ett heltäckande nät för övervakning av strålning. I Strålsäkerhetscentralens och de lokala räddningstjänstmyndigheternas automatiska övervakningsnät (bild 3.1) ingår 255 mätstationer som försetts med GM-detektorer. En del av stationerna har också en LaBr_3 -spektrometer. Därtill är GM-mätstationerna kring de inhemska kärnkraftverken anslutna till nätet. Även Meteorologiska institutet och försvarsmakten följer med den externa strålningsraten med sina egna mätstationer, och i kommunerna finns det beredskap i att manuellt övervaka extern strålning. Ett exempel av en detektor vid en mätstation visas i bild 3.2.

Registrering av mätvärdena

Alla mätvärdena deponeras i stråltillsynens datasystem USVA, vars centraldatorer finns på Strålsäkerhetscentralen. Automatiska mätstationerna förmedlar resultaten kontinuerligt till USVA, dess reservsystem och den lokala nödcentralen. Datatrafiken mellan centralsystemet och mätstationerna sker via myndigheternas radionät VIRVE.

Hantering av alarm

Den lägsta larmgränsen i nätet är 0,4 mikrosievert i timmen men larmet genereras också i fall att dosraten överstiger medelvärdet under de sju senaste dygnet med 0,1 mikrosievert i timmen. Om strålningsnivån på någon mätstation överstiger, så både STUK och de lokala räddningstjänstmyndigheterna vet genast om alarmet och även om strålningsnivåer på de näraliggande andra mätstationerna. Utredningen av orsaken till alarmet inleds omedelbart.

Stråldos

Bakgrundsstrålningen varierar mellan 0,05 och 0,30 mikrosievert i timmen. Lokalt kan bakgrunds-

strålningen vara större om det finns uran i berget eller i jordmånen. Snö och is dämpar strålningen uppåt från marken. En lokal och kortvarig höjning i doshastigheten kan orsakas av regn som för radon och dess sönderfallsprodukter närmare jordytan. Under år 2011 observerades i den externa strålningen tre avvikelser från bakgrundsnivån (varav en med LaBr_3 -spektrometern). Alla förorsakades av kommersiell användning av strålning (industriradiograf eller isotoptillverkning).

Den största delen av stråldosen från extern strålning förorsakas av naturlig radioaktivitet i jordmånen och den kosmiska strålningen. Artificiella radionuklider i jordmånen orsakade år 2011 i medeltal 0,013 millisievert stråldos till finländarna. Detta är mindre än en trettiondedel av den årliga externa dos, som naturliga radionuklider i jordmån och byggnadsmaterial orsakar.

Förmedling av mätvärdena

Under år 2011 visade Strålsäkerhetscentralen kontinuerligt en timmes mätvärden från alla 255 mätstationer på sina offentliga www-sidor (www.stuk.fi). Mätvärdena från åtta stationer finns i bild 3.3.

Strålsäkerhetscentralen upprätthåller en server, där vissa andra parter (såsom Europakommissionen och medlemsländer i Östersjörådet; se bild 3.4) kan avläsa uppgifter om strålningen i Finland.

Samarbetspartner

Strålsäkerhetscentralens viktiga partner inom övervakningen av extern strålning är Nödcentralsverket och lokala räddningstjänstmyndigheter, inrikesministeriet, försvarsmakten och Meteorologiska institutet.

Kontaktperson: Juhani Lahtinen, Strålsäkerhetscentralen (juhani.lahtinen@stuk.fi)

3 External radiation

Finland has an automatic nation-wide monitoring network for external dose rate, which consists of 255 stations equipped with GM tubes (Fig. 3.1). Some stations include also a LaBr₃ spectrometer. The maintenance and development of the network are carried out by STUK in close co-operation with local emergency authorities. The monitoring stations situated around the domestic nuclear power plants and administrated by the power companies are also connected to the network. In addition, the Finnish Meteorological Institute and the Defence Forces have their own monitoring stations, and the municipalities maintain readiness for performing manual radiation measurements in the case of an emergency. An example of a radiation detector is shown Figure 3.2.

Data collection

All measurement results are stored in the data management system (USVA) of radiation surveillance, the central hardware of which is located in the facilities of STUK. Automatic monitoring stations send data continuously to USVA and its back-up system, and to the local emergency response centre. The data communication between the central equipment and the stations uses the wireless VIRVE network of the authorities.

Handling of alarms

An alarm is generated either if the dose rate at a monitoring station exceeds 0.4 microsieverts per hour or if it exceeds the average value during the previous seven days by 0.1 microsieverts per hour. Both STUK and the local authorities receive an alarm message and have also immediately access to the radiation levels at the other stations close to the alarming station. Activities aiming at discovering the cause of the alarm will be commenced as soon as possible after the alarm is given.

Radiation dose

The background radiation in Finland ranges from 0.05 to 0.30 microsieverts per hour. The regional variation in dose rates depends on the differences of uranium concentration in Finnish rock and soil. The snow and ice attenuate the radiation from the ground. During the year 2011 dose rate levels higher than normal background radiation were observed three times. The causes were found to be commercial use of radiation (industrial radiography or isotope production).

The major part of the radiation dose from external radiation is caused by natural radioactivity in the soil and by cosmic radiation. In 2011 artificial radionuclides in the soil were estimated to cause an average dose of 0.013 millisieverts per capita in Finland. This is less than one thirtieth of the annual external dose due to natural radioactivity in the soil and in construction materials.

Delivering of data

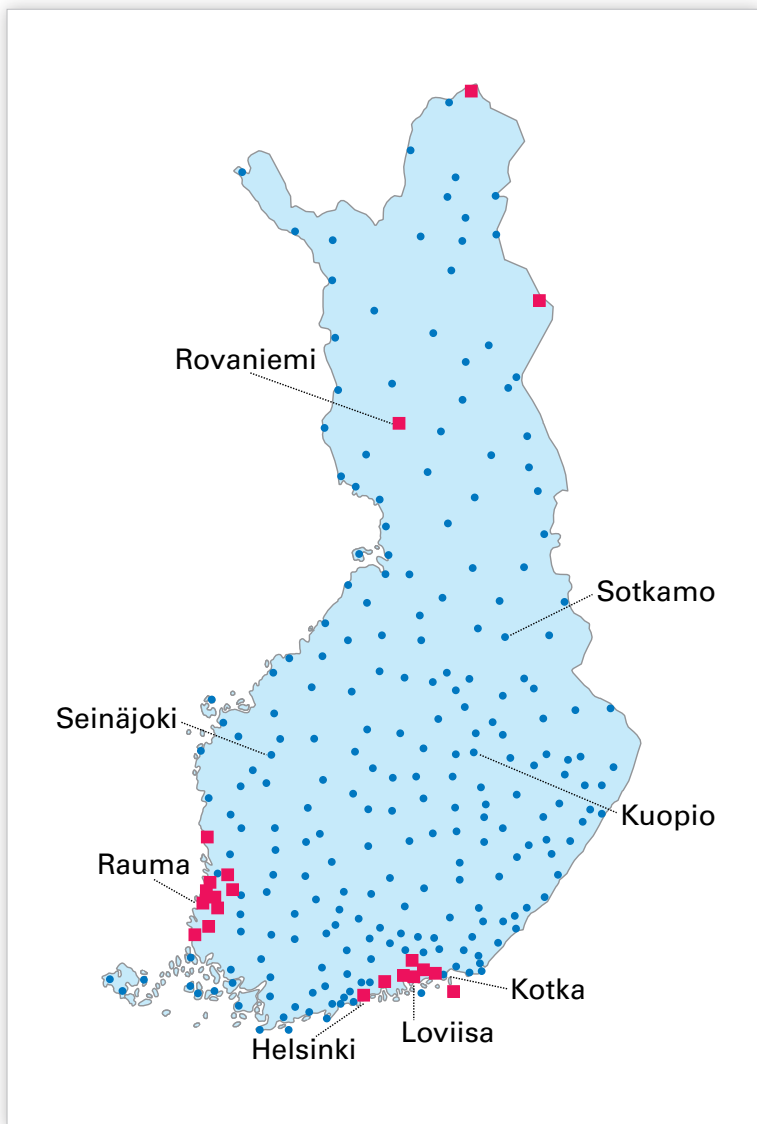
In 2011 one-hour monitoring data from all the 255 stations were continuously available on the public home pages of STUK (www.stuk.fi). The whole-year data from eight of the stations are shown in Fig. 3.3.

STUK maintains a server that can be accessed by authorised other parties (like the European Commission and the member countries of the Council of the Baltic Sea States; see Fig. 3.4) whenever they are interested in the Finnish radiation data.

National co-operation partners

The most important co-operation partners of STUK within the monitoring of external radiation are the Emergency Response Centre Administration and local emergency response centres, Ministry of the Interior, Defence Forces and Finnish Meteorological Institute.

Contact person: Juhani Lahtinen, Radiation and Nuclear Safety Authority (juhani.lahtinen@stuk.fi)



Kuva 3.1. Ulkoisen säteilyn valvontaverkon automaattiset mittausasemat. Punaiset neliösymbolit kuvaavat asemia, joilla on GM-anturin lisäksi LaBr₃-spektrometri. Kuvassa nimettyjen asemien mittaustulokset on esitetty kuvassa 3.3.

Bild 3.1. Automatiska mätstationer i nätet för extern strålning. Röda kvadratsymboler representerar stationer som har både en GM-detektor och en LaBr₃-spektrometer. På bilden namnges de mätstationer, vars mätvärden finns i bild 3.3.

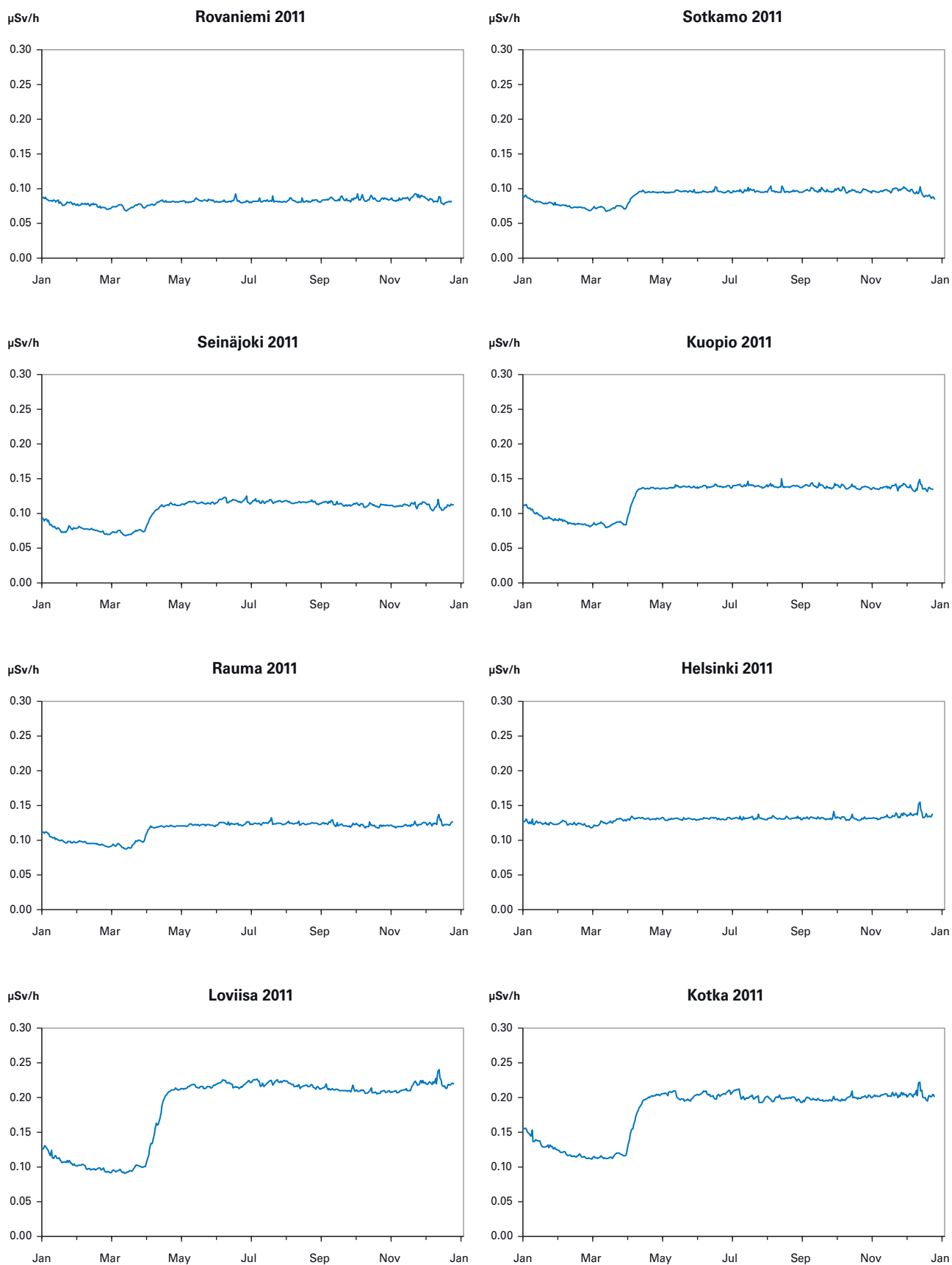
Fig. 3.1. Automatic dose-rate monitoring stations. Red squares indicate stations that have both a GM detector and a LaBr₃ spectrometer. The locality names refer to stations whose results are shown in Fig. 3.3.



Kuva 3.2. Ulkoisen säteilyn valvontaverkon pohjoisimman aseman mittaasanturi (19767 Nuorgam) kuvattuna kaamoksen aikana.

Bild 3.2. Detektorn vid den nordligaste mätstationen (19767 Nuorgam) i övervakningsnätet för extern strålning fotograferad under vintermörkret.

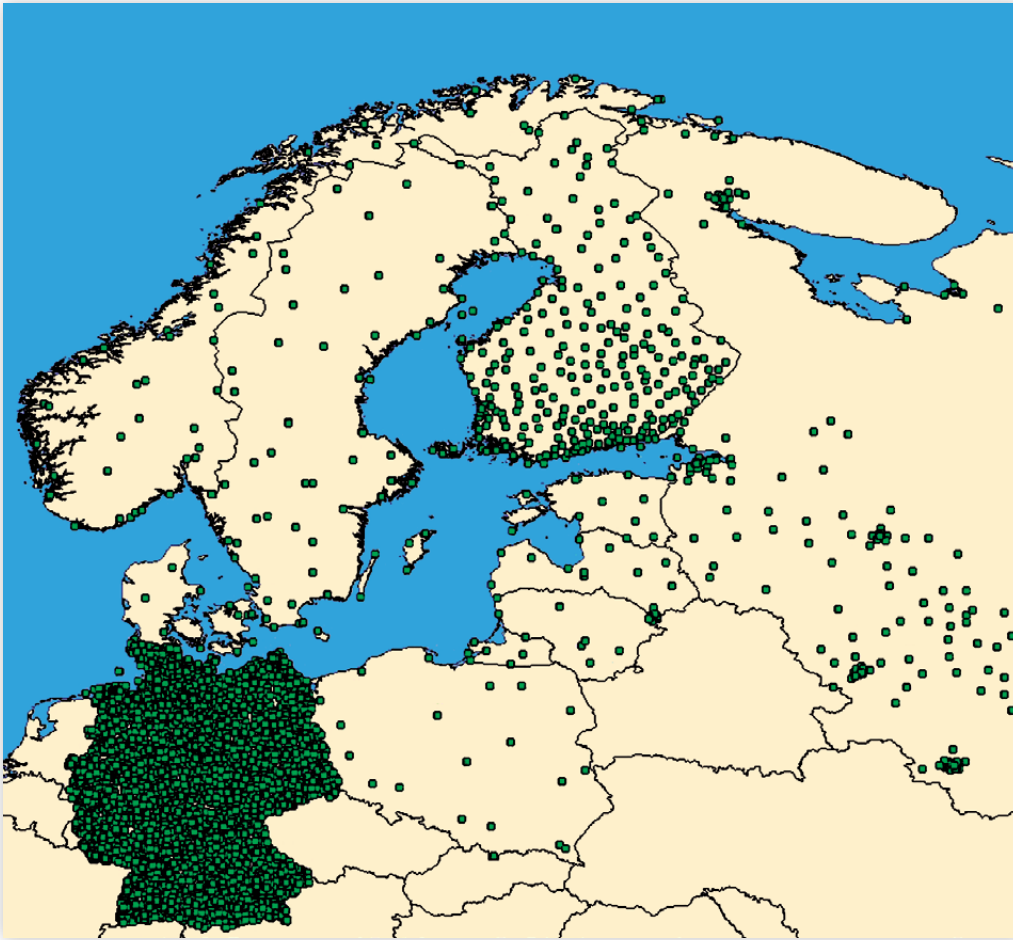
Fig. 3.2. Detector of the northernmost automatic dose-rate monitoring station (19767 Nuorgam). The photo was taken during the period of winter darkness in Lapland.



Kuva 3.3. Ulkoisen säteilyn annosnopeus kahdeksalla mittausasemalla vuonna 2011.

Bild 3.3. Externa dosrater vid åtta mätstationer år 2011.

Fig. 3.3. Observed radiation levels at eight monitoring stations in 2011.



Kuva 3.4. Itämeren maiden neuvostoon kuuluvien valtioiden ulkoisen säteilyn valvontaverkkojen automaattiset mittausasemat. Huom! Islanti ei näy kuvassa lainkaan ja Venäjän alueen asemista kartalla on esitetty vain läntisimmät.

Bild 3.4. Automatiska mätstationer i näten för extern strålning av medlemsländer i Östersjörådet. Observera att Island fattas på kartan och att bara de västligaste ryska mätstationer visas på bilden.

Fig. 3.4. Automatic dose-rate monitoring stations of the member countries of the Council of the Baltic Sea States. Note that Iceland is not shown on the map at all and only the westernmost Russian stations are displayed.

4 Ulkoilman radioaktiiviset aineet

STUK valvoo pintailman radioaktiivisten aineiden pitoisuuksia kahdeksalla ja puolustusvoimat yhdellä paikkakunnalla (kuva 4.1). Molempien ydinvoimalaitosten ympäristössä – Loviisassa ja Olkiluodossa – on neljä voimayhtiöiden valvontasemaa. Yhteenvedo voimalaitosten ympäristön säteilyvalvonnasta julkaistaan raporttisarjassa STUK-B.

Näytteiden keräys

Ulkoilman sisältämiä radioaktiivisia aineita valvotaan pumppaamalla suuria määriä ilmaa radioaktiiviset aineet pidättävien suodattimien läpi. Lasikuitusuodatin kerää radioaktiivisia aineita sisältävät hiukkaset ja aktiivihilisuodatin pidättää kaasumaisen radioaktiivisen jodin. Näytteet kerätään tehtävää varten suunnitelluilla kerääjillä (kuva 4.2). Helsingissä STUKin toimipisteessä sijaitseva laitteisto kerää, käsittelee ja analysoi näytteen sekä raportoi tulokset automaattisesti.

Näytteiden käsittely ja mittaus

Laboratoriossa tehtävällä mittauksella suodattimista voidaan havaita hyvin pienet määrät radioaktiivisia aineita. Suodattimet mitataan gammaspektrometrillä ja spektristä tunnistetaan suodatimeen pidättyneet radionuklidit. Radioaktiivisten aineiden havaitsemisraja ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) on nuklidikohtainen ja riippuu mm. suodatetusta ilmamäärästä, näytteen sisältämistä muista radioaktiivisista aineista, näytteen iästä, mittausajasta, ilmaisimen havaitsemistehokkuudesta ja taustasuojasta (taulukko 4.1). Havaitsemisrajat ovat tyypillisesti alle

miljardisosa siihen aktiivisuuspitoisuuteen nähden, joka aiheuttaisi väestön suojaustoimenpiteitä.

Tulokset

Vuoden 2011 maaliskuussa Fukushima Dai-ichin ydinvoimalaitosonnettomuuden seurauksena ilmakehään vapautui usean päivän ajan radioaktiivisia aineita, jotka levisivät ilmavirtausten mukana koko pohjoisen pallonpuoliskon alueelle. Fukushima Dai-ichista peräisin olevia radioaktiivisia aineita havaittiin myös Suomessa ulkoilmasta kerätyissä hiukkas- ja kaasunäytteissä usean kuukauden ajan. Näistä havainnoista on kerrottu tarkemmin erillisessä osiossa.

Kuvassa 4.3 on esitetty ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuden keskiarvo näytteenkeräysjaksoilla havaintotasemittain. Kuvassa 4.4 on esitetty ^{137}Cs aktiivisuuspitoisuuden mittaustulokset pitkällä aikavälillä Helsingin seudulta. Pieniä määriä muita kuin Tshernobylin tai Fukushima Dai-ichin ydinvoimalaitosonnettomuuksista peräisin olevia keinotekoisia radioaktiivisia aineita havaittiin muutamia kertoja vuoden aikana. Nämä havainnot on esitetty taulukossa 4.2. Näiden radioaktiivisten aineiden määrät ovat olleet erittäin pieniä, eikä niillä ole ollut terveysvaikutuksia. Vuonna 2011 suomalaiset saivat ulkoilman keinotekoisista radioaktiivisista aineista keskimäärin noin 0,0000001 mSv säteilyannoksen.

Yhteyshenkilö: Aleksi Mattila, Säteilyturvakeskus
(aleksi.mattila@stuk.fi)

4 Radioaktiva ämnen i uteluft

Strålsäkerhetscentralen övervakar halten av luftburna radioaktiva ämnen nära jordytan på åtta orter och försvarsmakten på en ort i Finland (bild 4.1). Nära kärnkraftverken i Lovisa och Olkiluoto har kraftbolagen fyra mätstationer, och deras resultat rapporteras på Strålsäkerhetscentralens rapportserie STUK-B.

Insamling av prov

Radioaktiva ämnen i uteluften övervakas genom att stora mängder luft pumpas genom ett filter, varvid de radioaktiva ämnena fastnar i filtret. Ett glasfiberfilter fångar partiklar som kan innehålla radioaktiva partiklar, och ett filter av aktivt kol fångar gasformiga ämnen och t.ex. radioaktivt jod. Proven insamlas med en apparat som enkom planerats för detta ändamål (bild 4.2). En utrustning på Strålsäkerhetscentralen i Helsingfors insamlar provet, hanterar och analyserar det samt rapporterar mätresultaten automatiskt.

Hantering och mätning av proven

Med hjälp av noggranna analyser i laboratorier kan ytterst små mängder radioaktiva ämnen som fastnat i filtren observeras. I laboratoriet glasfiberfiltren placeras i en plastburk och mäts med en gammaspektrometer. Observationsgränsen uttrycks i $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ och beror bl.a. på vilken nuklid det gäller, hur stor mängd luft som passerat filtret, andra radioaktiva ämnen i provet, pro-

vets ålder, mättiden, detektorns känslighet samt skyddet mot bakgrundsstrålning (tabell 4.1). Observationsgränserna är i allmänhet under en miljarddel av den koncentrationsnivå som skulle föranleda åtgärder för att skydda befolkningen.

Mätresultat

I Mars 2011 Fukushima Dai-ichi kärnkraftolyckan resulterade i att radioaktiva ämnen sprids i miljön för flera dagar. De radioaktiva ämnena spreds med luftströmmar i några veckor över hela norra halvklotet. STUK intensifierade emellertid övervakning av luftburen radioaktivitet. Radioaktiva ämnen från Fukushima olyckan observerades ute i friska luften i hela Finland för flera månader. Dessa observationer är presenterat i eget stycke.

Bild 4.3 visar ^{137}Cs -koncentrationernas medeltal på mätstationer under år 2011 och bild 4.4 visar ^{137}Cs -koncentrationer på en längre tidsintervall i Helsingfors regionen. Ytterst små mängder radioaktiva ämnen, som inte härrör från Tjernobyl olyckan, observerades några gånger år 2011 (tabell 4.2). Mängderna av radioaktiva ämnen var dock så små, att de inte utgjorde en hälsorisk. År 2011 fick finländarna i medeltal ca. 0,0000001 mSv stråldos från artificiella radioaktiva ämnen i luften.

Kontaktperson: Aleksi Mattila, Strålsäkerhetscentralen (aleksi.mattila@stuk.fi)

4 Airborne radioactive substances

STUK operates eight sampling stations for nationwide monitoring of airborne radioactive substances. The Defence Forces has one station (Fig. 4.1). In addition, four samplers are located around each of the nuclear power plants in Loviisa and Olkiluoto. Their results are reported in STUK-B report series.

Sampling

Sampling is performed by filtrating large amounts of air. Airborne radioactive particles are deposited on glassfibre filters whereas charcoal filters are used to trap gaseous iodine. Sampling is performed using specially designed samplers (Fig. 4.2). The sampler at the STUK offices in Helsinki is robotic: sampling, filter processing, analysis and reporting are done automatically.

Sample treatment and analysis

Small quantities of radioactive material can be detected in the samples in laboratory analysis. Filters are measured using a high-resolution gamma-ray spectrometer and different radionuclides are identified from the measured spectrum. Nuclide-specific minimum detectable concentrations ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) depend on the filtered air volume, on the activity of other radionuclides in the sample, on the measuring time and the decay time before the measurement, detection efficiency and the background shield (Table 4.1). Detection limits are typically a billion times smaller than the

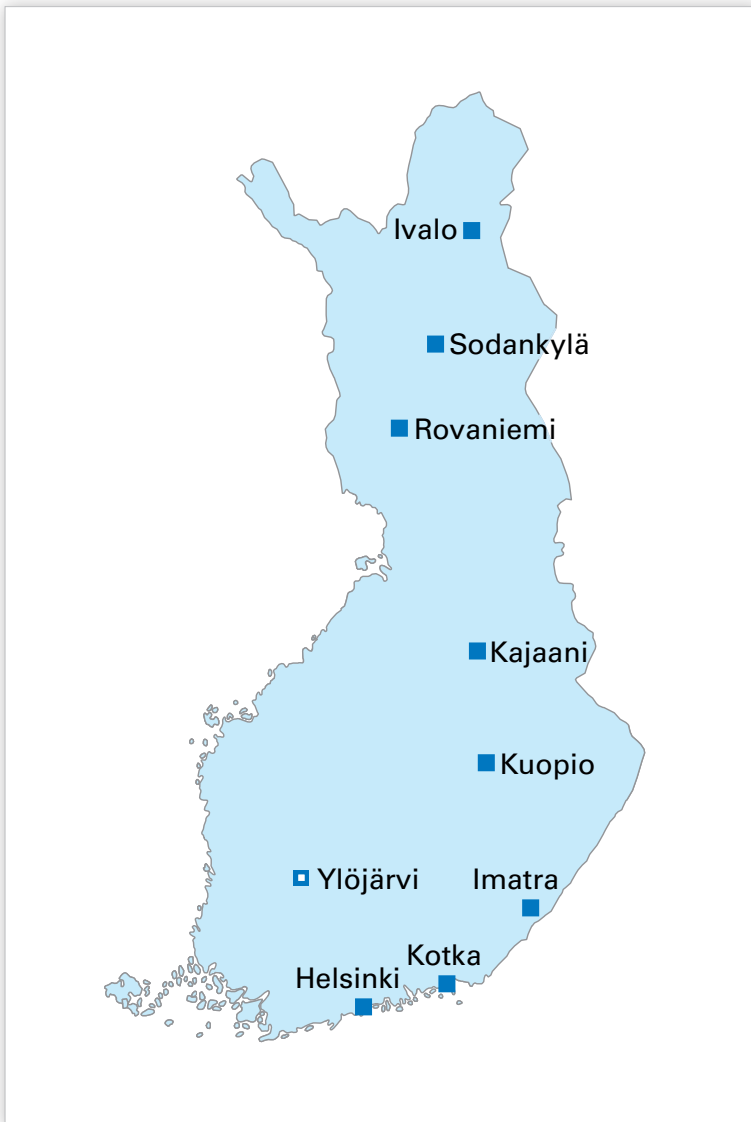
concentrations which may lead to protective action being taken.

Results

The Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident in March 2011 resulted in release of radioactivity into the atmosphere. These radioactive substances were transported across the northern hemisphere and were detected in air samples also in Finland during several months. These observations are discussed in detail in a separate chapter.

The average values of ^{137}Cs activity concentrations in outdoor air during the sampling periods at the monitoring stations are shown in Figure 4.3. Figure 4.4 shows the long-time trend of ^{137}Cs activity concentration in the Helsinki area. Very small quantities of artificial radioactive substances not originating from the Chernobyl or Fukushima Dai-ichi accidents were detected few times in outdoor air in 2011 (Table 4.2). The concentrations of these radionuclides were, however, so small that they had no implications for health. Airborne artificial radioactive substances were estimated to cause a radiation dose of about 0.0000001 mSv per capita in Finland in 2011.

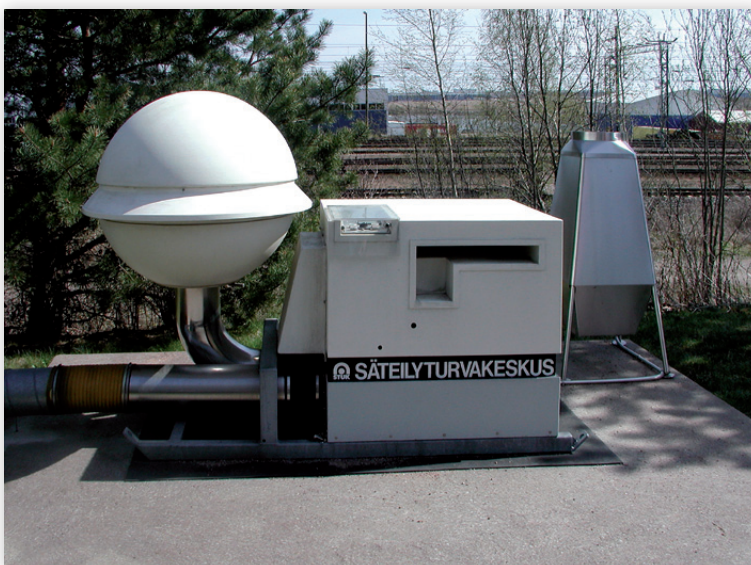
Contact person: Aleksi Mattila, Radiation and Nuclear Safety Authority (aleksi.mattila@stuk.fi)



Kuva 4.1. Ulkoilman ja laskeuman sisältämien radioaktiivisten aineiden monitorointiasemat. Puolustusvoimat ylläpitää Ylöjärven asemaa ja analysoi hiukkaskerääjän näytteet. STUK ylläpitää muita asemia ja analysoi niiden näytteet.

Bild 4.1. Mätstationer för radioaktiva ämnen i uteluft och nedfall. Försvarsmakten har en station i Ylöjärvi och analyserar luftproven. Strålsäkerhetscentralen upprätthåller de övriga stationerna och analyserar proven från dem.

Fig. 4.1. Sampling locations for airborne radioactive substances and deposition. The Finnish Defence Forces operates the station at Ylöjärvi.



Kuva 4.2. Kotkan monitorointiaseman hiukkaskeräjä.

Bild 4.2. Den högeffektiva samlaren som insamlar luftburen aerosoler i Kotka.

Fig. 4.2. Air sampler at Kotka monitoring station.

Taulukko 4.1. Hiukkaskerääjien virtausnopeudet, näytteenvaihtotiheydet, eräiden radionuklidien tyypilliset havaitsemisrajat sekä beryllium-7 (^7Be) -aktiivisuuspitoisuuden tyypilliset vaihteluvälit. ^7Be on luonnon radionuklidi, jota syntyy ilmakehässä kosmisen säteilyn ja ilmakehän atomien välisissä reaktioissa.

Tabell 4.1. Luftflödet genom filtret, provtagningsfrekvenserna, typiska observationsgränser för några radionuklider, samt typiska halter av beryllium-7 (^7Be). ^7Be är en naturlig radionuklid som skapas i reaktioner mellan kosmisk strålning och atomer i atmosfären.

Table 4.1. Flow rates of the air samplers, the sampling frequencies, typical detection limits for some radionuclides, and typical activity concentrations of Beryllium-7 (^7Be) in outdoor air. ^7Be is a natural radionuclide which originates as a result of nuclear reactions between the cosmic radiation and atoms of the atmosphere.

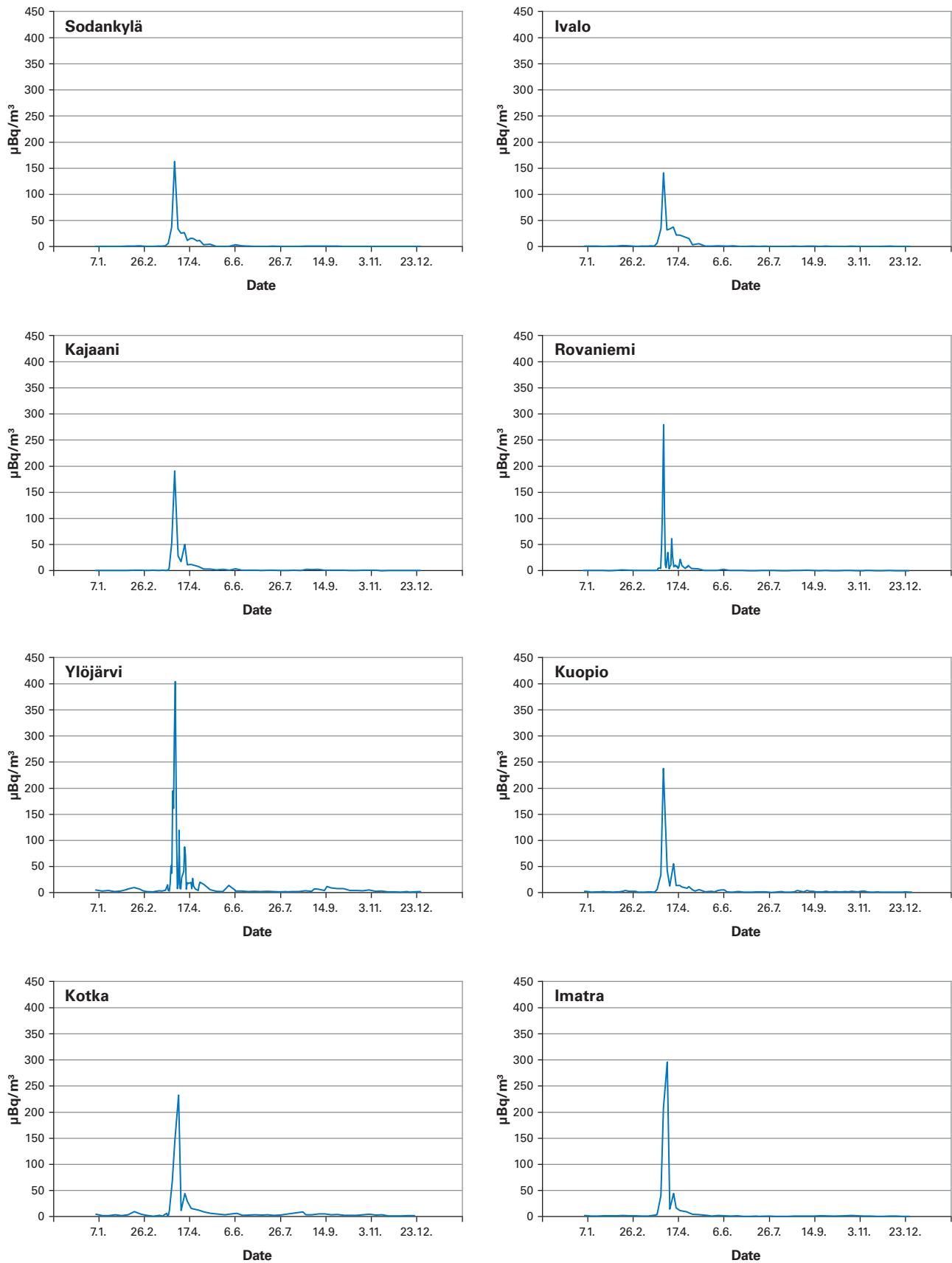
Site	Flow rate ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)	Sampling frequency (wk^{-1})	Typical detection limit ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$)			Detected ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) ^7Be
			^{134}Cs	^{137}Cs	^{131}I	
Helsinki	700	7	1.2	1.2	1.4	400–8000
Kotka	850	1	0.1	0.2	0.4	500–6000
Imatra	150	2	0.4	0.4	0.7	800–7500
Ylöjärvi	150	2	0.3	0.3	0.5	500–6000
Kuopio	150	2	0.3	0.4	0.8	400–7500
Kajaani	850	1	0.2	0.1	0.4	300–4500
Rovaniemi	850	7	0.2	0.2	0.6	50–3800
Sodankylä	150	2	0.5	0.5	1.4	200–4500
Ivalo	150	2	0.3	0.3	0.6	400–5000

Taulukko 4.2. Hiukkaskeräysasemilla tehty muiden kuin Tshernobylin tai Fukushima Dai-ichin ydinvoimalaitosonnettomuudesta peräisin olevien keinotekkoisten radioaktiivisten aineiden havainnot vuonna 2011.

Tabell 4.2. Observationer av de artificiella radionukliderna som inte härstammar från Tjernobyl eller Fukushima Dai-ichi olyckor i uteluften år 2011.

Table 4.2. Observations of artificial radionuclides other than those from the Chernobyl or Fukushima Dai-ichi accidents in outdoor air in 2011.

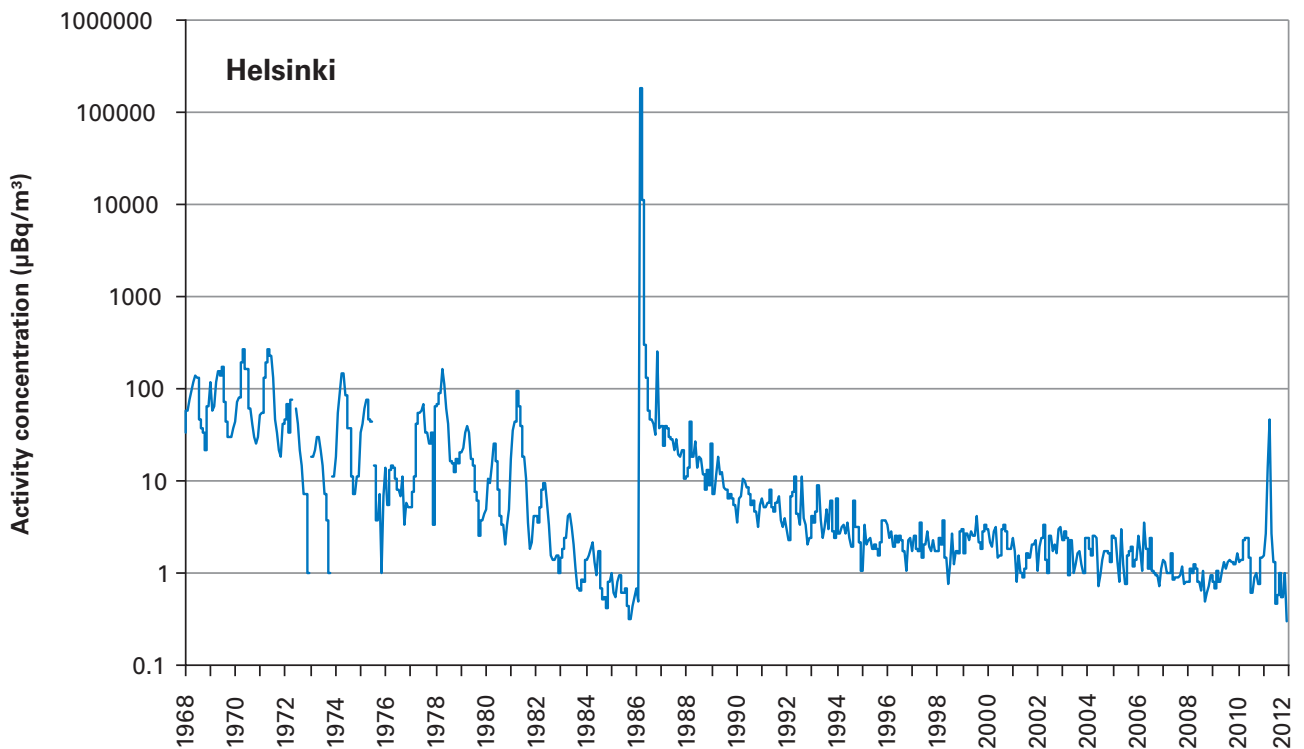
Sampling period	Site	Nuclide	Average concentration (one sigma uncertainty) $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$
2.8.–19.8.2011	Kotka	^{59}Fe ^{58}Co ^{60}Co	0.34 (9%) 0.22 (10%) 0.09 (17%)
18.7.–25.7.2011	Kotka	^{60}Co	0.2 (21%)
8.6.–9.6.2011	Helsinki	^{60}Co ^{54}Mn ^{59}Fe	0.5 (28%) 2.4 (12%) 3.6 (10%)
30.5.–7.6.2011	Kotka	^{60}Co ^{54}Mn	0.14 (16%) 0.11 (20%)
9.5.–25.5.2011	Kotka	^{60}Co	0.09 (15%)
31.1.–2.2.2011	Helsinki	$^{99\text{m}}\text{Tc}$	3.1 (7%)



Kuva 4.3. ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuksien viikkokeskiarvot ulkoilmassa eri valvonta-aseilla vuonna 2011.

Bild 4.3. Veckomedeltal av ^{137}Cs -koncentrationer i uteluften på olika mätstationer år 2011.

Fig. 4.3. Weekly averages of airborne ^{137}Cs activity concentrations at different monitoring stations in 2011.



Kuva 4.4. Ilman ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuden kuukausikeskiarvot Helsingin seudulla vuosina 1968–2011. Ennen Tshernobylin onnettomuutta (v. 1986) esiintyvä ^{137}Cs on peräisin ilmakehässä tehdyistä ydinasekokeista. Tälle laskeumalle on tyypillistä kuvassa näkyvä vuodenaikaisvaihtelu. Fukushima Dai-ichin ydinvoimalaitosonnettomuus näkyy piikkinä vuoden 2011 alussa.

Bild 4.4. Luftburen ^{137}Cs -koncentrationer i Helsingfors regionen åren 1968–2011. Före Tjernobyl olyckan år 1986, ^{137}Cs härstammar från kärnvapenprov i atmosfären. Årstidsvariationerna som framgår av bilden är typiska för detta gamla nedfallet. Fukushima Dai-ichi olyckan kan ses i början av 2011.

Fig. 4.4. Airborne activity concentrations of ^{137}Cs in Helsinki in 1968–2011. Before the Chernobyl accident in 1986, ^{137}Cs originated from atmospheric nuclear weapon tests. The regular seasonal fluctuation seen in the figure was typical for this old deposition. Fukushima Dai-ichi accident is seen as a peak at the beginning of year 2011.

5 Ulkoilman kokonaisbeeta-aktiivisuus

Ilmatieteen laitos on seurannut pintailman kokonaisbeeta-aktiivisuutta vuodesta 1959. Vuonna 2011 toiminnassa oli kahdeksan viikkonäytteitä keräävää asemaa (kuvat 5.1 ja 5.2).

Näytteiden keräys

Näytteet kerätään imemällä ulkoilmaa suodattimen läpi. Suodattimet vaihdetaan maanantaiaamuisin kello 8 Suomen talviaikaa. Keräinlaitteistossa käytetään kahta suorakaiteen muotoista paperitai lasikuitusuodatinta, joiden koko on 120 mm × 140 mm. Viikossa suodatettu ilmamäärä paperisuodattimilla on noin 800 m³ ja lasikuitusuodattimilla noin 4 000 m³.

Näytteiden mittaus

Aerosolinäytteiden kokonaisbeeta-aktiivisuus mitataan noin viisi päivää keräyksen lopettamisen jälkeen, jolloin ²²²Rn:n lyhytikäiset tytärnuklidit ovat hajonneet ²¹⁰Pb:ksi ja ²²⁰Rn:n tytärnuklidit pysyväksi ²⁰⁸Pb:ksi. Näin ollen mitattu kokonaisbeeta-aktiivisuus koostuu ²¹⁰Pb:stä sekä mahdol-

lisista keinotekoisista radioaktiivisista aineista. Mittaukset tehdään automaattisella alfa/beeta-analysaattorilla, jossa ilmaisimina käytetään verrannollisuuslaskureita.

Tulokset

Kuvassa 5.3 on esitetty ulkoilman pitkäikäisen beeta-aktiivisuuden viikottaiset pitoisuudet kahdeksalla seuranta-asemalla vuonna 2011. Käyrät kuvaavat lähinnä ²¹⁰Pb:n pitoisuutta pintailmassa. Koska ilmakehän ²¹⁰Pb on peräisin maaperästä ilmakehään siirtyneestä ²²²Rn:sta, riippuu ²¹⁰Pb:n pitoisuus suursäätälanteesta eli ilmamassojen stabiilisuudesta ja alkuperästä. Korkeimmat pitoisuudet ovat manta-reellisissa ilmamassoissa ja pienimmät merellisissä ja arktisissa ilmamassoissa. Fukushima ydinonnettomuudesta ilmakehään vapautunut keinotekoinen radioaktiivisuus ei merkittävästi nostanut viikottaisia pitoisuuksia maaliskuun vaihteessa.

Yhteyshenkilö: Jussi Paatero, Ilmatieteen laitos (jussi.paatero@fmi.fi)

5 Total betaaktivitet i uteluft

Meteorologiska institutet har mätt total betaaktivitet i luft nära markytan sedan år 1959. På åtta stationer samlades aerosolprov varje vecka under året 2011 (bilder 5.1 och 5.2).

Provtagning

Proven tas genom att luften sugas genom filter. Filtren byts varje måndag klockan 8 enligt finländsk vintertid. I apparaten används två rektangelformiga filter, som består av papper eller glasfiber och som har dimensionen 120×140 mm. Luftmängden är ca 800 m^3 i veckan genom pappersfiltret och ca $4\,000 \text{ m}^3$ i veckan genom glasfiberfiltret.

Mätning av proven

Aerosolprovets totala betaaktivitet mäts ca fem dagar efter det proven har tagits, varvid de kortlivade dotternukliderna till ^{222}Rn har blivit ^{210}Pb och dotternukliderna till ^{220}Rn har blivit stabilt ^{208}Pb . Den uppmätta totala betaaktiviteten består sålunda av ^{210}Pb och eventuell konstgjorda radioak-

tiva ämnen. Mätningarna utförs med en automatisk alfa/beta-analysator med proportionalitetsräknare.

Mätresultat

I bild 5.3 visas koncentrationer av långlivad betaaktivitet på åtta bevakningsstationer under året 2011. Kurvorna visar närmast halten av ^{210}Pb i luften nära marken. Eftersom atmosfärens ^{210}Pb kommer från ^{222}Rn i marken, varierar halten av ^{210}Pb i takt med väderläget i stort, det vill säga luftmassornas stabilitet och ursprung. De högsta halterna finns i kontinentala luftmassor och de minsta i luft som rört sig ovanför hav eller arktiska områden. Den icke naturliga radioaktiviteten som frigjordes i samband med kärnkraftsolyckan i Fukushima höjde inte avsevärt de per vecka uppmätta koncentrationerna i mars–april.

Kontaktperson: Jussi Paatero, Meteorologiska institutet (jussi.paatero@fmi.fi)

5 Gross beta activity of ground-level air

The Finnish Meteorological Institute (FMI) has monitored gross beta activity of aerosol particles since 1959. Weekly aerosol samples were collected at eight stations in 2011, using filter sampling (Figures 5.1 and 5.2).

Sample collection

Filters of the samplers operating on a weekly cycle are changed every Monday at 06 UTC. The sampling equipment uses two rectangular paper or glass fibre filters with a filtering area of 120 mm × 140 mm. The weekly air volumes are 800 m³ and 4 000 m³ for paper and glass fibre filters, respectively.

Measurements

The gross beta activity content of the filters are measured five days after the end of sampling when the short-lived radon (²²²Rn) daughters have decayed to ²¹⁰Pb and the thoron (²²⁰Rn) daughters have decayed to stable ²⁰⁸Pb. Therefore the measured gross beta activity consists of ²¹⁰Pb and possible artificial beta emitters. The measurements are carried out with an automatic alpha/beta

analyser equipped with proportional counters as detectors.

Results

The observed gross beta activity concentrations at eight monitoring stations in 2011 are presented in Figure 5.3. The curves are essentially records of the concentration of ²¹⁰Pb, the long-lived daughter nuclide of the radioactive noble gas ²²²Rn which enters the atmosphere by diffusion from the ground. Concentration of ²¹⁰Pb depends mainly on the stability and origin of the air masses at the site. The highest concentrations are associated with continental air masses. By contrast, the lowest concentrations are associated with maritime and Arctic air masses because in these areas there are practically no sources of radon. The artificial radioactivity released into the atmosphere from the Fukushima nuclear accident did not significantly increase the weekly concentrations in March–April.

Contact person: Jussi Paatero, Finnish Meteorological Institute (jussi.paatero@fmi.fi)



Kuva 5.1. Seuranta-asemat vuonna 2011.

Bild 5.1. Bevakningsstationerna under året 2011.

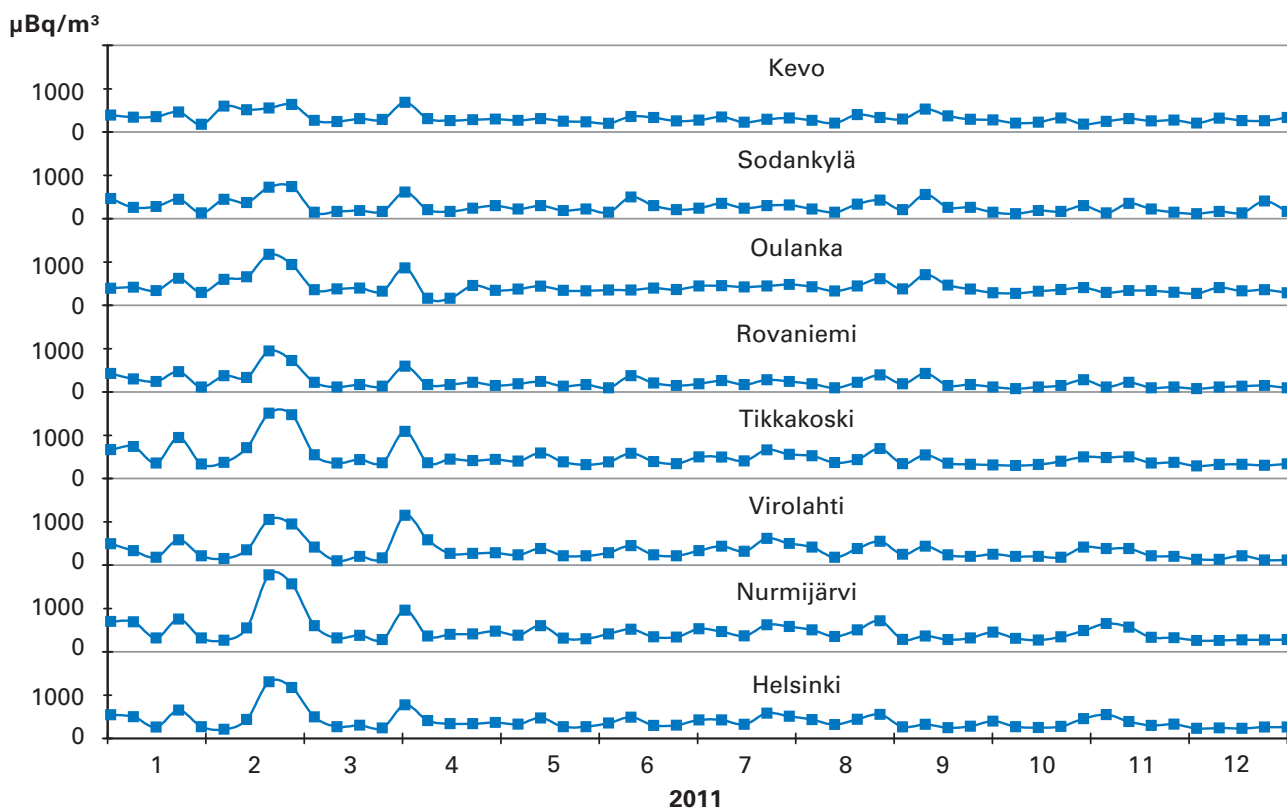
Fig. 5.1. Monitoring stations in 2011.



Kuva 5.2. Oulangan seuranta-asema.

Bild 5.2. Bevakningsstation i Oulanka.

Fig. 5.2. Monitoring station at Oulanka.



Kuva 5.3. Aerosolin pitkäikäisen beeta-aktiivisuuden pitoisuudet ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) vuonna 2011.

Bild 5.3. Koncentrationer ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) av långlivad betaaktivitet i aerosoler år 2011.

Fig. 5.3. Concentrations of aerosol-bound long-lived gross beta activity ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) in 2011.

6 Laskeuman radioaktiiviset aineet

Radioaktiivisella laskeumalla tarkoitetaan pölynä tai sadeveden mukana maahan ja veteen laskeutuneita radioaktiivisia aineita. Laskeumanäytteiden analysointi antaa tietoa eri puolille maata tulevien radioaktiivisten aineiden määristä ja on lähtökohta tutkimuksille, jotka käsittelevät radioaktiivisten aineiden kulkeutumista maa- ja vesiympäristössä.

Näytteiden keräys

Laskeumanäytteitä kerätään jatkuvasti samoilla yhdeksällä paikalla kuin ilmanäytteitä (kuva 4.1). Näytteen keräysjakso on tavallisesti yksi kuukausi. Ivalossa, Rovaniemellä ja Sodankylässä keräysjakso on kolme kuukautta. Laskeumanäytteet kerätään ruostumattomasta teräksestä valmistetulla laitteella, jonka keräysala on 0,07 m² (kuva 6.3). Laite ei erota sateen mukana tullutta märkää laskeumaa ja kuivaa laskeumaa toisistaan, vaan kerää ne yhteen. Talviajan näytteiden keruun helpottamiseksi laitteessa on lämmitysvastus, mikä pitää näytteen sulana ja varmistaa sen, että kaikki keräysastian satanut lumi tulee mukaan näytteeseen.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Laboratoriossa näytteisiin lisätään stabiilia strontiumia ja cesiumia kantaja-aineiksi, ja näytteet tehdään happamiksi typpihapolla. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamppujen alla ja haihdutusjäännökset tuhitetaan. Gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet analysoidaan gammaspektrometrisesti tuhitetusta näytteestä. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatograafisella menetelmällä, minkä jälkeen ⁹⁰Y:n määritetään tytärnuklidinsa ⁹⁰Y:n kautta matalataustaisella verrannollisuuslaskurilla.

Kahden aseman sadevesinäytteistä määritetään cesiumin lisäksi myös tritiumpitoisuudet. Näytteet tislataan ja tritium mitataan nestetuikespektrometrilla.

Tulokset

Vuoden 1986 jälkeen laskeumanäytteissä havaitut ¹³⁷Cs ja ⁹⁰Sr ovat peräisin pääasiassa Tshernobylin onnettomuudesta. Laskeuman mukana tulleet radioaktiiviset aineet liikkuvat paikallisesti, ja pieni osa niistä joutuu uudelleen ilmaan.

Taulukossa 6.1 on esitetty ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat vuonna 2011. Kuukausilaskeumat eri paikkakunnilla olivat pienet, useilla asemilla alle havaitsemisrajan. Yleisimmin käytetyillä mittausajoilla ¹³⁷Cs:n havaitsemisraja on noin 0,05–0,2 Bq/m²/kk ja 0,1 Bq/m²/3 kk. Havaitsemista voidaan parantaa pidentämällä mittausaikaa.

Kuvassa 6.1 on ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat Helsingin seudulla vuodesta 1960 alkaen ja kuvassa 6.2 on ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat Rovaniemen seudulla vuodesta 1972 alkaen. Ennen vuotta 1986 havaittu laskeuma on peräisin ilmakehään tehdyistä ydinasekokeista. Tälle laskeumalle on tyypillistä kuvissa näkyvä vuodenaikaisvaihtelu. Sadeveden tritium-pitoisuudet vuonna 2011 olivat pienet, yleensä 1–4 Bq/l (kuva 6.4).

Laskeumanäytteissä havaittiin maaliskuis- ja huhtikuussa pieniä määriä Fukushima ydinonnettomuudesta peräisin olevaa ¹³⁴Cs:ää (kuva 6.5). ¹³⁴Cs-aktiivipitoisuudet vaihtelivat välillä 0,1–0,8 Bq/m²/kk. Suomeen kulkeutunutta ¹³⁴Cs:ää havaittiin hyvin pieni määrä enää Imatralla toukokuussa.

Yhteyshenkilö: Ulla-Maija Hanste, Säteilyturvakeskus (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

6 Radioaktiva ämnen i nedfall

Med radioaktivt nedfall avses radioaktiva ämnen som fallit ner på marken eller i vattnet som dammkorn eller i regndroppar. Analys av prov på nedfallet ger uppgifter om mängden av radioaktiva ämnen på olika håll i landet och är en utgångspunkt för forskning, som gäller radioaktiva ämnens vandring i marken och i vattendrag.

Provtagning

Prov på nedfallet insamlas fortlöpande på samma nio orter där man tar luftprov (bild 4.1). Proven insamlas vanligen under en månad åt gången. I Enare, Rovaniemi och Sodankylä insamlas proven under tre månader åt gången. Nedfallsproven tas med en apparat av rostfritt stål, vars vågräta yta är 0,07 m² (bild 6.3). Apparaten skiljer inte på torrt nedfall och vått nedfall som kommit med regn, utan proven slås ihop. På vintern underlättas provtagningen av ett uppvärmningsmotstånd i apparaten, vilket håller provet i smält form och garanterar det att all snö som fallit på provkärlet kommer med i provet.

Hantering och analys av proven

I laboratoriet tillsätter man stabilt strontium och cesium som bärare och proven görs sura med salpetersyra. Proven koncentreras genom att man låter dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas. De radioaktiva ämnen som ger gammastrålning analyseras med gammaspektrometer ur de föraskade proven. Strontium avskiljs från proven med extraktionkromatografiska metoden, varefter mängden ⁹⁰Sr bestäms genom att mäta dotternukliden ⁹⁰Y i en proportionalitetsräknare med låg bakgrundsstrålning.

I regnvatten från två stationer bestäms också tritiumhalter. Proven destilleras och tritium mäts med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr som funnits i nedfallsproven efter 1986 härstammar huvudsakligen från Tjernobylolyckan. De radioaktiva ämnena som kommit med nedfallet rör på sig lokalt och en liten del av dem hamnar på nytt i luften.

I tabell 6.1 syns nedfallet av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr år 2011. Det månatliga nedfallet på de olika orterna var små, vid många mätstationer var nedfallet under observationsgränsen. Med de oftast använda mättiderna blir observationsgränsen för ¹³⁷Cs 0,05–0,2 Bq/m²/månad och 0,1 Bq/m²/3 månader. Observationsmöjligheterna kan förbättras genom att förlänga mättiden.

Bild 6.1 visar nedfallet av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr i Helsingforsregionen från och med år 1960 och bild 6.2 visar nedfallet av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr i Rovaniemiregionen från och med år 1972 (Bq/m²/3 månader). Nedfallet före år 1986 härstammar från kärnvapenprov i atmosfären. Typiskt för detta nedfall är årstidsvariationerna som framgår av bilden. Regnvattnets tritiumhalter var låga år 2011, oftast 1–4 Bq/l (bild 6.4).

Från nedfallsproven i mars och i april har man upptäckt ytterst obetydliga mängder av ¹³⁴Cs som härstammar från kärnkraftverksolyckan i Fukushima (bild 6.5). ¹³⁴Cs-halter varierade mellan 0,1–0,8 Bq/m²/månad. Enbart i Imatra upptäckte man ännu i maj nedfallet av ¹³⁴Cs

Kontaktperson: Ulla-Maija Hanste, Strålsäkerhetscentralen (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

6 Radionuclides in deposition

Radioactive substances can be deposited as dry deposition or as wet deposition with rain. The analyses of deposition samples provide information on the regional distribution of deposited radionuclides and found a basis for research concerning the transfer of radioactive substances in terrestrial and aquatic environments.

Sampling

Deposition samples are collected continuously at nine sites which are the same sites as for air sampling (Fig. 4.1). The usual sampling period is one month. The sampling period is three months in Inari, Sodankylä and Rovaniemi. The sampling collectors are made of stainless steel with a surface area of 0.07 m² (Fig. 6.3). The deposition samplers do not separate wet and dry deposition, but they are collected together. In order to facilitate sampling in wintertime, there is a light heating resistor inside the collector that melts the snow and ice accumulated in the funnel thus ensuring it is included in the sample.

Pre-treatment and analyses

In the laboratory, known amounts of Sr and Cs carriers are added to the samples, and the samples are acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps, and the residues are ashed. The ashed samples are analysed for gamma-emitting radionuclides with gamma spectrometers. Strontium is separated by an extraction chromatographic method, and thereafter ⁹⁰Sr is determined via its daughter nuclide ⁹⁰Y, measured with a low background proportional

beta counter. In addition to ¹³⁷Cs, concentrations of ³H are determined in rainwater samples from two stations. The samples are distilled and then measured with liquid scintillation spectrometry.

Results

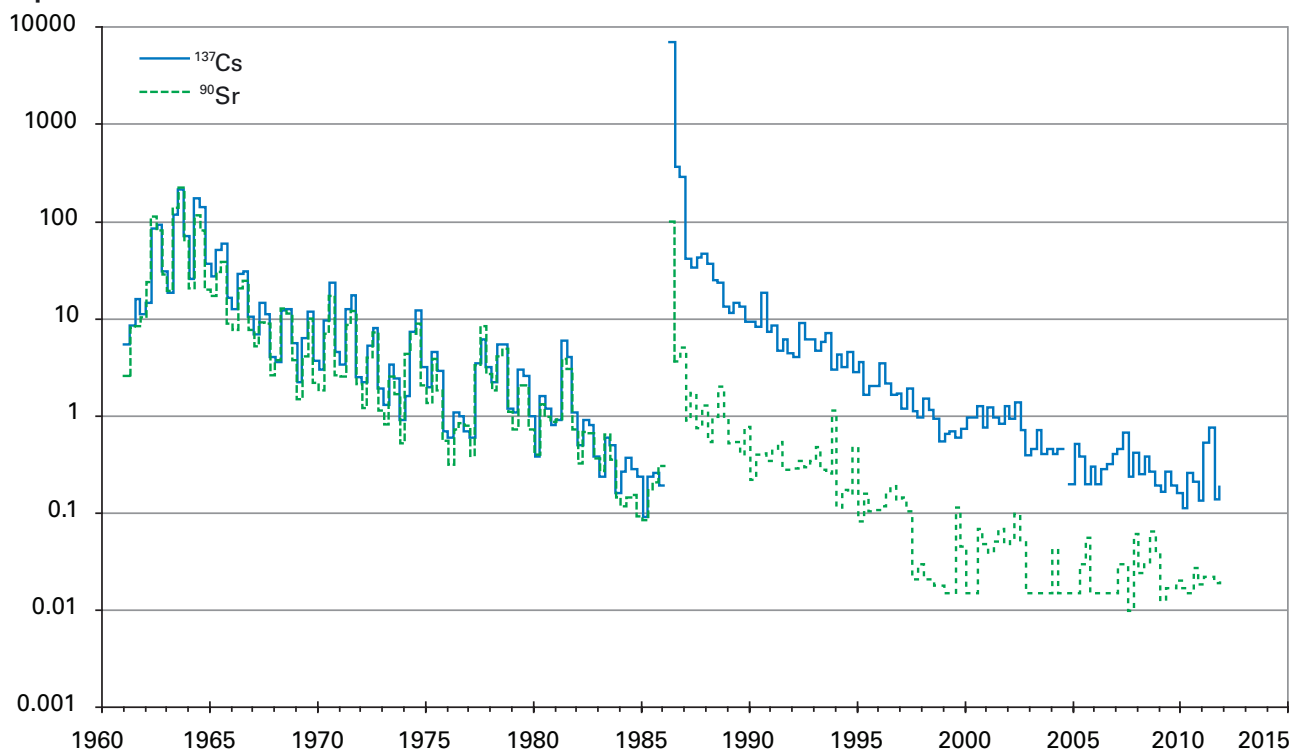
The amounts of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr observed in the deposition samples after 1986 originate mainly in the Chernobyl accident. The deposited radionuclides circulate locally, and a small amount ends up back in the air.

Table 6.1 shows the depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in 2011. The monthly depositions of ¹³⁷Cs at the different sites were low, and at some stations they were below the detection limit. The most commonly used counting times give ¹³⁷Cs a detection limit of approximately 0.05–0.2 Bq/m²/month and 0.1 Bq/m²/3 months. The detection limit can be lowered by using longer counting times.

Figure 6.1 presents the depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the Helsinki area since 1960 and figure 6.2 presents the depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the Rovaniemi area since 1972 (Bq/m²/3 months). As the figure 6.1 illustrates, before 1986 the regular seasonal fluctuation is typical of this stratospheric deposition. In 2011, the concentrations of tritium in rainwater were low, typically 1–4 Bq/l (Fig. 6.4).

The depositions of ¹³⁴Cs from the nuclear accident in Fukushima were very low (Fig. 6.5). The activity concentrations of ¹³⁴Cs were approximately 0.1–0.8 Bq/m²/month. Small amounts of ¹³⁴Cs were detected only in Imatra in May.

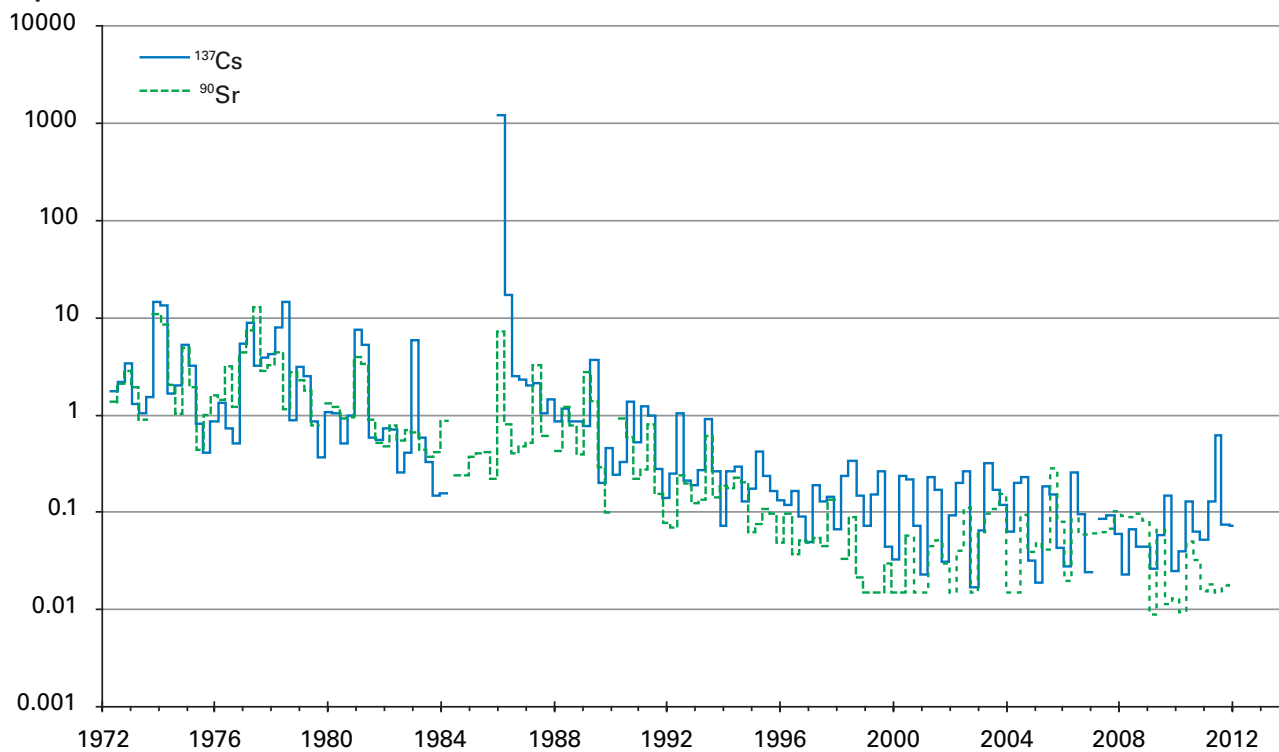
Contact person: Ulla-Maija Hanste, Radiation and Nuclear Safety Authority (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

Bq/m² / 3 months

Kuva 6.1. ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat Helsingin seudulla 1960–2011.

Bild 6.1. Nedfall av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr i Helsingforsregionen, 1960 till 2011.

Fig. 6.1. Depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the Helsinki area, 1960–2011.

Bq/m² / 3 months

Kuva 6.2. ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat Rovaniemellä 1972–2011.

Bild 6.2. Nedfall av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr i Rovaniemi, 1972 till 2011.

Fig. 6.2. Depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in Rovaniemi, 1972–2011.

Taulukko 6.1. ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -laskeumien neljännesvuosi- ja vuosisummat eri paikkakunnilla vuonna 2011 (Bq/m^2).

Tabell 6.1. Nedfall av ^{137}Cs och ^{90}Sr under kvartalen och hela året 2011 på olika orter (Bq/m^2).

Table 6.1. Quarterly and annual depositions of ^{137}Cs and ^{90}Sr at various stations in 2011 (Bq/m^2).

	1 st quarter		2 nd quarter		3 rd quarter		4 th quarter		Whole year	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Helsinki	0.5	<0.04	0.8	<0.04	<0.1	<0.04	0.2	<0.04	1.6	<0.1
Imatra	1.1	<0.04	0.5	<0.03	0.2	<0.04	<0.1	<0.04	1.9	<0.1
Ivalo	<0.1	<0.04	0.3	<0.03	<0.1	0.03	<0.1	<0.04	0.5	0.09
Kajaani	<0.1	<0.04	0.7	<0.03	0.1	<0.04	0.2	<0.04	1.1	<0.1
Kotka	0.4	<0.03	1.3	<0.04	0.7	<0.04	0.3	<0.04	2.7	<0.1
Kuopio	0.2	<0.04	0.7	<0.04	0.2	<0.04	0.1	<0.05	1.3	<0.1
Rovaniemi	<0.1	<0.04	0.6	<0.03	0.1	<0.04	0.1	<0.04	0.9	<0.1
Sodankylä	<0.1	<0.04	0.5	<0.03	0.1	<0.04	0.1	<0.03	0.8	<0.1
Ylöjärvi	0.6	<0.04	0.5	<0.04	0.5	<0.05	0.6	<0.05	2.2	<0.1

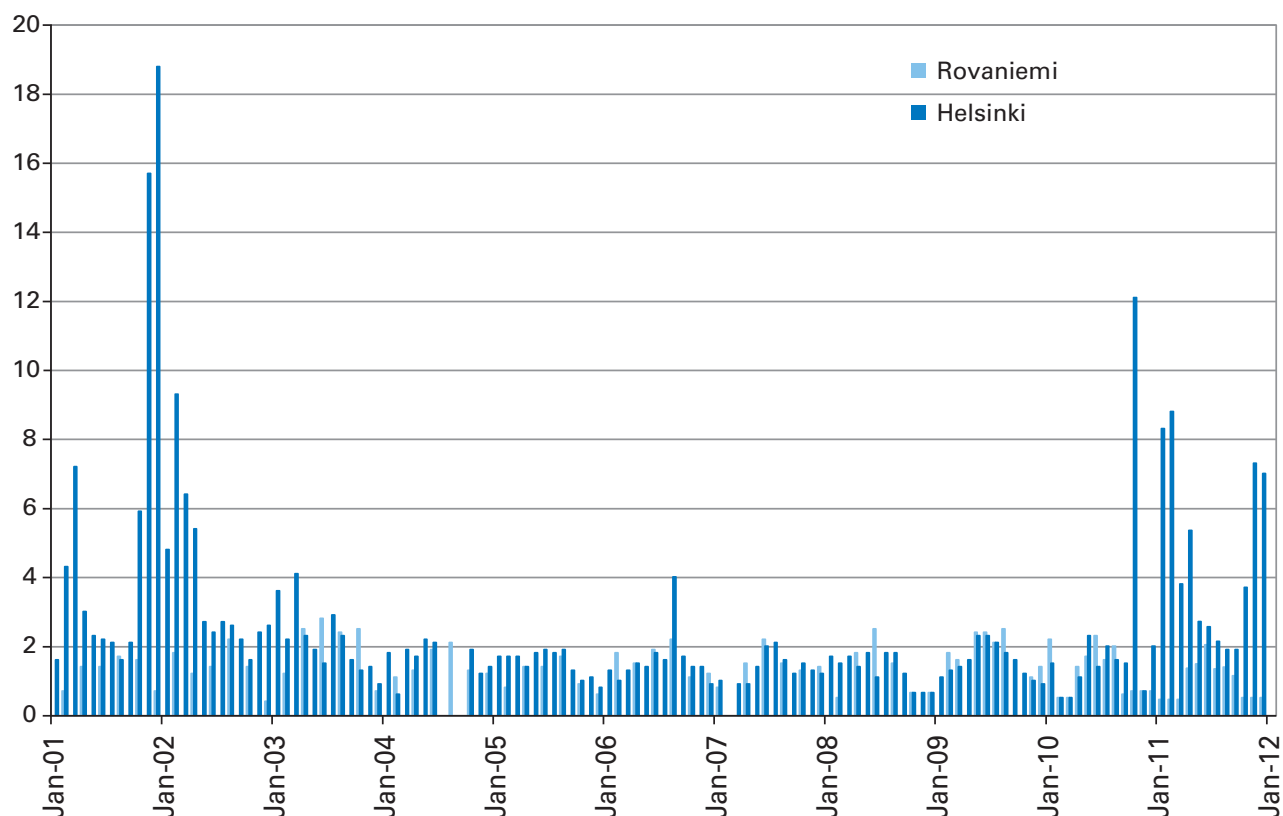


Kuva 6.3. Radioaktiivisen laskeuman kerääjä (Helsinki).

Bild 6.3. Samlaren för nedfall av radioaktiva ämnen (Helsingfors).

Fig. 6.3. Sampler of deposition of radioactive substances (Helsinki).

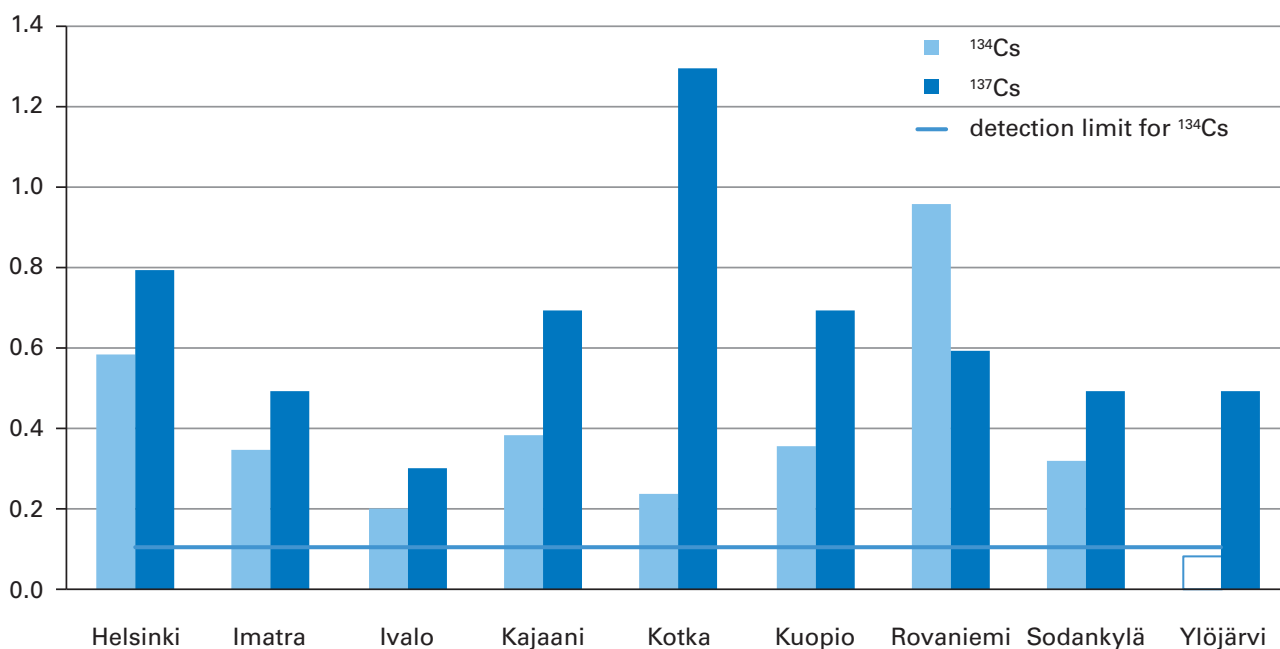
Bq/l



Kuva 6.4. Tritiumpitoisuudet (Bq/l) Helsingin ja Rovaniemen sadevesinäytteissä 2001–2011.

Bild 6.4. Halter av tritium (Bq/l) i regnvatten i Helsingfors och i Rovaniemi, 2001 till 2011.

Fig. 6.4. Activity concentrations (Bq/l) of tritium (^3H) in rainwater in Helsinki and Rovaniemi, 2001–2011.

Bq/m²/3 months

Kuva 6.5. ^{134}Cs - ja ^{137}Cs -laskeumien toisen vuosineljänneksen summa eri paikkakunnilla vuonna 2011 (Bq/m²/3 kuukautta).

Bild 6.5. Nedfall av ^{134}Cs och ^{137}Cs under andra kvartalet år 2011 på olika orter (Bq/m²/3 månader).

Fig. 6.5. Second quarterly depositions of ^{134}Cs and ^{137}Cs at various stations in 2011 (Bq/m²/3 months).

7 Pintaveden radioaktiiviset aineet

Analysoimalla säännöllisesti pintaveden radioaktiivisia aineita saadaan tietoa niiden ajallisesta käyttäytymisestä. Eri vesistöalueilta otetut näytteet antavat kuvan radionuklidien alueellisesta vaihtelusta.

Näytteenotto

Pintavesinäytteitä otetaan kaksi kertaa vuodessa neljän suuren joen, Kymijoen, Kokemäenjoen, Oulujoen ja Kemijoen, suista (kuva 7.1). Kokemäenjoki otettiin mukaan vuonna 2009 uutena näytteenottopaikkana. Näytteenottokuukaudet ovat touko- ja lokakuu.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Laboratoriossa näytteisiin lisätään stabiilia strontiumia ja cesiumia kantaja-aineksiksi, ja näytteet tehdään happamiksi typpihapolla. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölampun alla kuiviin, jonka jälkeen ne tuhitetaan (kuva 7.2). Tuhitetuista näytteistä määritetään ^{137}Cs ja mahdolliset muut gammanuklidit gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktio-kromatograafisella menetelmällä, ja ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrilla.

Tulokset

Tshernobylin laskeuman epätasainen alueellinen jakautuminen sekä ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n erilainen käyttäytyminen vesiympäristössä näkyy edelleen pintavesien tuloksissa. Toisin kuin Tshernobyl-

laskeuma, ydinkoelaskeuma jakautui Suomeen lähes tasaisesti. Ydinkoelaskeuman vaikutukset näkyvät yhä Pohjois-Suomen joissa.

Kymijoessa ^{137}Cs -pitoisuudet ovat edelleen korkeammat kuin ^{90}Sr -pitoisuudet, koska sen valuma-alueelle keväällä 1986 tullut ^{137}Cs -laskeuma oli huomattavasti suurempi kuin sinne tullut ^{90}Sr -laskeuma. Sen sijaan Oulu- ja varsinkin Kemijoen laskeumassa, jonka valuma-alueelle ^{137}Cs :ää tuli huomattavasti vähemmän kuin Kymijoen alueelle, vedestä nopeammin vähenevän ^{137}Cs :n pitoisuudet ovat jo pienemmät kuin hitaammin vedestä poistuvan ^{90}Sr :n.

Oulujoesta lokakuussa 2010 ja 2011 otettujen näytteiden ^{137}Cs -pitoisuudet olivat lievästi korkeampia kuin aiempina vuosina. Varmuudella ei ole tiedossa, mistä tämä johtuu. Yksi mahdollinen selitys voisi olla runsaat kevät- ja syystulvat.

Vuonna 2011 Kymijoen ^{137}Cs -pitoisuudet olivat noin 10-kertaisia ja ^{90}Sr -pitoisuudet noin 3-kertaisia Kemijoen vastaaviin pitoisuuksiin verrattuna (kuva 7.1). Kymijoen ^{137}Cs -pitoisuudet olivat noin 3-kertaiset verrattuna Kokemäenjokeen, vaikka Tshernobylin laskeuman vaikutuksesta ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuudet nousivat Kymi- ja Kokemäenjoissa lähes yhtä paljon. ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -pitoisuudet olivat samaa tasoa tai hieman pienempiä kuin vuonna 2010.

Yhteyshenkilö: Ulla-Maija Hanste, Säteilyturvakeskus (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

7 Radioaktiva ämnen i ytvatten

Genom att regelbundet analysera radioaktiva ämnen i ytvattnet får man uppgifter om hur ämnena förekommer i vattenmiljö under olika tidpunkter. Prover från olika vattendrag ger en bild av radionuklidernas regionala spridning.

Provtagning

Ytvattenprov tas två gånger om året vid mynningen av fyra stora älvar; Kymmene älv, Kumo älv, Ule älv och Kemi älv (bild 7.1). Kumo älv togs med som ny provtagningsplats år 2009. Proven tas i maj och oktober.

Hantering och analys av proven

I laboratoriet tillsätts strontium- och cesiumbärare till proven och proven görs sura med salpetersyra. Proven koncentreras genom att man låter dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas (bild 7.2). Ur de föraskade proven analyseras ^{137}Cs med gammaspektrometer. Strontium avskiljs med extraktionkromatografi, varefter mängden av ^{90}Sr bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

Halten av radioaktiva ämnen i ytvattnet visar den ojämna regionala fördelningen av nedfallet från Tjernobyl samt att ^{137}Cs och ^{90}Sr beter sig olik i vattenmiljö. Nedfallet från kärnvapenprov var nästan

jämmt fördelat i Finland. Dess påverkan syns fortfarande i resultaten från Norra Finlands älvar.

Eftersom nedfallet av ^{137}Cs på Kymmene älvs tillrinningsområde år 1986 var betydligt större än motsvarande nedfall av ^{90}Sr , är halterna av ^{137}Cs i Kymmene älv fortfarande högre än halterna av ^{90}Sr trots den snabbare minskningen av ^{137}Cs . I Ule älv och särskilt i Kemi älv, på vars avrinningsområde det kom betydligt mindre ^{137}Cs än vid Kymmene älv, är halterna av ^{137}Cs redan nu klart lägre än halterna av ^{90}Sr , som försvinner långsammare från vatten än ^{137}Cs .

År 2010 och år 2011 var halterna av ^{137}Cs i Ule älv något högre än under tidigare år. Det finns ingen entydig orsak till detta. En möjlig förklaring kan vara rikliga vår- och höstfloder.

År 2011 var halterna av ^{137}Cs i Kymmene älv ca 10-faldiga och halterna av ^{90}Sr nästan trefaldiga jämfört med motsvarande halter i Kemi älv (bild 7.1). Halterna av ^{137}Cs i Kymmene älv var ca trefaldiga jämfört med Kumo älv trots att aktivitetshalterna av ^{137}Cs som härstammar från Tjernobylnedfallet i Kymmene älv och Kumo älv steg ungefär lika mycket. Halterna av ^{137}Cs och ^{90}Sr var ungefär lika eller något lägre än år 2010.

Kontaktperson: Ulla-Maija Hanste, Strålsäkerhetscentralen (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

7 Radioactive substances in surface water

The continuous analysis of radioactive substances in surface water produces information on the temporal behaviour of radionuclides in aquatic environments. Samples taken from different water systems show the regional variation in the concentrations of radionuclides.

Sampling

Samples of surface water are taken twice a year from the mouths of four major rivers in Finland, Kymijoki, Kokemäenjoki, Oulujoki and Kemijoki (Fig. 7.1). River Kokemäenjoki was included in 2009 as a new sampling site to the monitoring program. Sampling is done in May and October.

Pre-treatment and analyses

In the laboratory, known amounts of Sr and Cs carriers are added to the samples, and they are acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps, after which the dry residues are ashed (Fig. 7.2). Gamma-emitting radionuclides are analysed with gamma spectrometers on the ashed samples. Strontium is separated by an extraction chromatographic method, and ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer.

Results

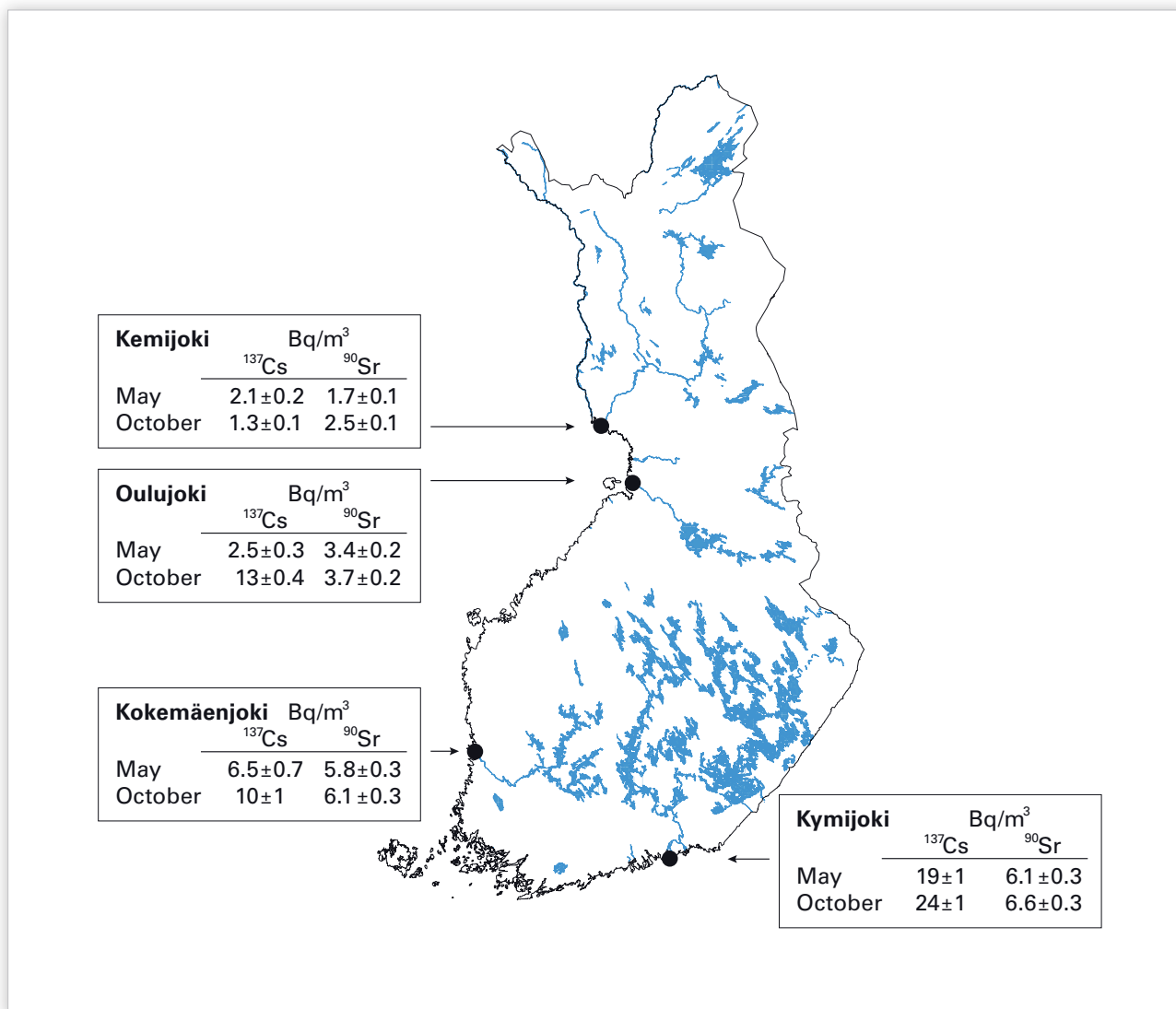
The results of the surface water analyses show the uneven regional distribution of the Chernobyl fallout and the different behaviour of ^{137}Cs and ^{90}Sr in an aquatic environment. The fallout from nuclear weapon tests was rather evenly distributed throughout Finland. Its traces are still observed in the river water from northern Finland.

The ^{137}Cs deposition in spring 1986 in the catchment area of the river Kymijoki was remarkably higher than the ^{90}Sr deposition. Therefore, the concentration of ^{137}Cs in the water of this river is still higher than that of ^{90}Sr in spite of the faster decrease of ^{137}Cs . On the other hand, concerning the rivers Oulujoki and especially Kemijoki, the ^{137}Cs deposition to their catchment areas was considerably smaller than to the catchment area of river Kymijoki, and the concentrations of the quickly removing ^{137}Cs are already lower there than those of ^{90}Sr that remains better in the water phase than ^{137}Cs .

In 2010 and 2011, the ^{137}Cs concentrations in the samples taken from the river Oulujoki in October were slightly higher compared to normal measurement results. There is no definite explanation to these elevated concentrations. One possible reason might be significant spring and autumn floods.

The activity concentrations of ^{137}Cs in Kymijoki were approximately ten times higher and the concentrations of ^{90}Sr three times higher than the respective contents in Kemijoki (Fig. 7.1). The ^{137}Cs concentrations in Kymijoki were approximately threefold compared to those in Kokemäenjoki, even though the activity concentrations increased almost as much in the both rivers due to the Chernobyl accident. In 2011, the levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr were about the same or slightly lower than in 2010.

Contact person: Ulla-Maija Hanste, Radiation and Nuclear Safety Authority (ulla-maija.hanste@stuk.fi)



Kuva 7.1. Pintaveden näytteenottoaikat ja näytteiden ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-pitoisuudet (Bq/m³) vuonna 2011.

Bild 7.1. Provtagningsplatser för ytvatten samt halter av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr (Bq/m³) år 2011.

Fig. 7.1. The sampling sites of surface water and the activity concentrations of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr (Bq/m³) in 2011.



Kuva 7.2. Vesinäytteiden konsentrointi haihduttamalla.

Bild 7.2. Avdunstning av vattenprov.

Fig. 7.2. Evaporation of water samples.

8 Juomaveden radioaktiiviset aineet

Juomaveden radioaktiivisuutta seurataan, jota voidaan arvioida ihmiselle juomaveden kautta aiheutuvaa säteilyaltistusta. Valvontaohjelman näytteistä analysoidaan keinotekoiset radioaktiiviset aineet, joita esiintyy yleensä vain pintavedestä tehdyssä juomavedessä. Juomaveden ^{137}Cs ja ^{90}Sr ovat peräisin pääosin Tshernobyl-laskeumasta ja tritium ilmakehässä suoritetuista ydinasekokeista. Suuremman säteilyaltistuksen Suomessa aiheuttavat talousvesissä esiintyvät luonnon radioaktiiviset aineet, joiden enimmäispitoisuuksille vesilaitosten jakamassa vedessä Säteilyturvakeskus on asettanut ohjearvot (ST-ohje 12.3).

Näytteenotto

Juomavesinäytteet otetaan kahdesti vuodessa, keväällä ja syksyllä, Oulun ja Turun vesilaitosten jakamasta vedestä sekä suoraan vesijohtovedestä samoilta paikkakunnilta, joista otetaan ruokanäytteet: Helsingistä, Tampereelta ja Rovaniemeltä (kuva 8.1 ja kuva 8.2). Juomavesinäytteet otetaan syksyllä samanaikaisesti ruokanäytteiden kanssa.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Näytteistä otetaan ensin osanäytteet tritiumin määrittämiseen. Loppuosaan lisätään strontium- ja cesiumkantajat ja tehdään typpihapolla happamiksi. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamppujen alla ja haihdutusjäännökset tuhitetaan. Tuhitetuista näytteistä analysoidaan ^{137}Cs gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatograafisella menetelmällä, minkä jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrilla. Tritiumin määrittäystä varten näyte tislataan epäpuhtauksien poistamiseksi. ^3H määritetään mittaamalla tislattu näyte nestetuikespektrometrilla.

Tulokset

Kaikkien näytteiden ^{90}Sr - ja ^{137}Cs -pitoisuudet olivat pienet vuonna 2011 vaihdellen välillä 0,0002–0,020 Bq/l (taulukko 8.1). Rovaniemellä ja Turussa

^{137}Cs -pitoisuudet olivat alle havaitsemisrajan. Havaitsemisraja ^{137}Cs :lle on noin 0,001 Bq/l ja ^{90}Sr :lle noin 0,0001 Bq/l. Paikkakuntien väliset radionuklidien pitoisuuserot johtuvat sekä alueiden laskeumaeroista että raakavetenä käytettyjen pinta- ja pohjavesien määristä. Tampereen raakavesi sisältää sekä pinta- että pohjavettä. Helsingissä, Oulussa ja Turussa juomavesi on lähes kokonaan pintavettä. Rovaniemellä käytetään yksinomaan pohjavettä.

Näytteiden ^3H -pitoisuudet olivat joko alle havaitsemisrajan tai välillä 1,0–1,2 Bq/l, ja siis paljon pienempiä kuin Euroopan neuvoston direktiivissä (98/83/EY) talousveden tritiumille asetettu raja-arvo 100 Bq/l (taulukko 8.1).

Talousvedessä ei ole havaittu Fukushima ydinvoimalaonnettomuudesta peräisin olevaa radioaktiivisuutta.

Säteilyannokset

Juomaveden ^3H :sta, ^{90}Sr :stä ja ^{137}Cs :stä yhteensä aiheutuva säteilyannos vaihteli välillä 0,00002–0,0003 mSv eri paikkakunnilla vuonna 2011; Oulussa ja Turussa noin 0,0001 mSv ja Rovaniemellä vain noin 0,00002 mSv. Oulun juomavedestä saatu annos oli noin kolmasosa Helsingin annoksesta, mutta noin viisinkertainen Rovaniemeen verrattuna. Helsingissä ^3H :n osuus juomaveden aiheuttamasta säteilyannoksesta oli vain 4 %, loppuosa aiheutui lähes saman verran ^{90}Sr :stä ja ^{137}Cs :stä. ^3H :n osuus säteilyannoksesta oli suurin Rovaniemellä, noin 70 % ja ^{90}Sr :n osuus säteilyannoksesta oli suurin Turussa, noin 80 %. Arviossa on juomaveden kulutukseksi oletettu 2 litraa päivässä.

Laskuissa on käytetty yhden merkitsevän numeron tarkkuudella annosmuuntokertoimia, jotka on esitetty Säteily- ja ydinturvallisuus kirjasarjan osassa Säteily ympäristössä (2003).

Yhteyshenkilö: Ulla-Maija Hanste, Säteilyturvakeskus (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

8 Radioaktiva ämnen i dricksvatten

Man följer med radioaktiviteten i dricksvatten för att kunna beräkna hur stor strålningsexponering dricksvatten utgör. I proven i detta tillsynsprogram analyseras endast på konstgjorda radioaktiva ämnen, som i allmänhet endast förekommer i dricksvatten som består av ytvatten. Cesium och strontium i dricksvatten härstammar huvudsakligen från nedfallet efter olyckan i Tjernobyl och tritium härstammar från kärnvapenprov i atmosfären. Den största bestrålningen orsakas dock av naturliga radioaktiva ämnen i finländskt grundvatten, och för dessa har Strålsäkerhetscentralen uppställt åtgärdsnivåer (Strålskyddsdirektiv 12.3).

Provtagning

Dricksvattenprov tas två gånger om året, på våren och på hösten, från vattnet som distribueras av Uleåborg och Åbo vattenverk. Därtill tas dricksvattenprov direkt från vattenledningar på samma ställen där man tar livsmedelprov: Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi (bild 8.1 och bild 8.2). På hösten tas proven på dricksvatten samtidigt som proven på livsmedel.

Hantering och analys av proven

Ur proven tar man först delprov för att analysera tritium. Till resten av provet tillsätts Sr-Cs-bärare och provet görs sura med salpetersyra. Proven koncentreras genom att man låter dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas. Ur de föraskade proven analyseras ^{137}Cs med gamma-spektrometer. Strontium avskiljs ur provet med ekstraktionskromatografisk metod, och halten av ^{90}Sr mäts med vätskescintillationsspektrometer. För att bestämma tritium destilleras provet så att orenheter avlägsnas. Halten av ^3H bestäms genom att direkt mäta det destillerade provet med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

Halterna av ^{90}Sr och ^{137}Cs i alla prov på dricksvatten var låga år 2011, och varierade mellan

0,0002 och 0,020 Bq/l (tabell 8.1). I Rovaniemi och Åbo var halterna av ^{137}Cs under detektionsnivån. Detektionsnivån för ^{137}Cs var ca 0,001 Bq/l och ca 0,0001 Bq/l för ^{90}Sr . Skillnaderna mellan olika orters dricksvatten beror på att nedfallet varit olika samt att mängderna ytvatten och grundvatten i råvattnet är olika. Råvattnet för dricksvatten i Tammerfors innehåller både ytvatten och grundvatten. I Helsingfors, Uleåborg och Åbo är dricksvattnet nästan helt och hållet ytvatten. I Rovaniemi används enbart grundvatten, där konstgjorda radionuklider hamnar obetydligt.

Halterna av ^3H var antingen under detektionsnivån eller varierade mellan 1,0 och 1,2 Bq/l och låg alltså mycket under Europarådets direktiv (98/83/EG) som uppställer gränsvärdet 100 Bq/l för tritium i hushållsvatten (tabell 8.1).

Man har inte upptäckt radioaktiva ämnen som härstammar från kärnkraftverksolyckan i Fukushima i dricksvatten.

Stråldoser

Stråldosen orsakad av ^3H , ^{90}Sr och ^{137}Cs tillsammans i dricksvatten varierade mellan 0,00002–0,0003 mSv på olika orter år 2011; i Uleåborg och Åbo var dosen ca 0,0001 mSv och i Rovaniemi endast ca 0,00002 mSv. Dosen från dricksvattnet i Uleåborg var ca en tredjedel av dosen i Helsingfors men ca femfaldig jämfört med dosen i Rovaniemi. I Helsingfors orsakade ^3H ca 4 % av dosen; resten var orsakad jämt av ^{137}Cs och ^{90}Sr . Andelen av ^3H av dosen var störst i Rovaniemi, ca 70 %, och andelen av ^{90}Sr var störst i Åbo, ca 80 % av de låga doserna. Konsumtionen av dricksvatten har antagits vara 2 liter per dygnet. I beräkningarna har man använt doskonversionskoefficienter med en siffras noggrannhet, och de finns presenterade i boken ”Säteily ympäristössä” (2003) som ingår i bokserien om strål- och kärnsäkerhet.

Kontaktperson: Ulla-Maija Hanste, Strålsäkerhetscentralen (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

8 Radioactive substances in drinking water

Drinking water is monitored to estimate the internal radiation dose people receive via drinking water. Only artificial radionuclides, which are normally found in the drinking water comprised of surface water, are analysed in this monitoring programme. Cesium and strontium observed in drinking water originate mainly in the Chernobyl deposition, whereas tritium originates in the deposition from atmospheric nuclear weapon tests. Most radiation exposure via drinking water in Finland comes from natural radionuclides in the ground water. In 1993, STUK issued action limits for natural radionuclides in drinking water that is distributed by waterworks (ST-guide 12.3).

Sampling

Drinking water samples are collected twice a year, in the spring and in the autumn. Samples are taken from the drinking water distributed by the waterworks in Oulu and Turku. Samples are also taken straight from tap water from three sites providing daily diet samples, i.e. Helsinki, Tampere and Rovaniemi. In the autumn, the drinking water samples are collected together with the diet samples (Fig. 8.1 and Fig. 8.2).

Pre-treatment and analysis

First, a subsample is taken from the samples for tritium analysis. Known amounts of Sr and Cs carriers are added to the rest of the samples which are then acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps and by ashing the dry residues. Gamma-emitting radionuclides are analysed with gamma spectrometers on the ashed samples. Strontium is separated by an extraction chromatographic method, after which ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer. The samples for tritium analysis are distilled until dry to remove any impurities. ^3H is determined by measuring the distilled samples with a liquid scintillation spectrometer.

Results

Activity concentrations of ^{90}Sr and ^{137}Cs in all the samples were low in 2011, varying from 0.0002 to 0.020

Bq/l (Table 8.1). In Rovaniemi and Turku, the activity concentrations of ^{137}Cs were below the detection limit. The detection limits for ^{137}Cs and ^{90}Sr were approximately 0.001 Bq/l and 0.0001 Bq/l, respectively. The differences between the sites are due to differences in deposition and the divergent amounts of surface and ground water used as raw water. The raw water of Tampere consists of both surface and ground water. In Helsinki, Oulu and Turku, drinking water is drawn almost entirely from surface water. In Rovaniemi raw water is drawn exclusively from ground water, which is generally well protected against fallout radioactivity.

The activity concentrations of ^3H were below the detection limit or varied between 1.0 and 1.2 Bq/l (Table 8.1), being thus well below the limit of 100 Bq/l that has been set for tritium in household water by the European Commission Regulation (EC) No.98/83.

No radioactive substances originating from the nuclear accident in Fukushima have not been detected in drinking water.

Radiation doses

The radiation dose induced by ^3H , ^{90}Sr and ^{137}Cs in drinking water varied between 0.00002–0.0003 mSv at the various sites in 2011; in Oulu and Turku, the doses were approximately 0.0001 mSv, and in Rovaniemi only 0.00002 mSv. The radiation dose received via drinking water in Oulu was approximately one third of that in Helsinki but five times higher than the dose in Rovaniemi. In Helsinki the contribution of ^3H to the dose was 4%, the rest was caused equally by ^{137}Cs and ^{90}Sr . The contribution of ^3H was highest in Rovaniemi (about 70%), and that of ^{90}Sr was highest in Turku (about 80%).

The calculations were made using dose conversion factors by one significant figure as given in the section Radiation in the environment in the Radiation and Nuclear Safety book series. Consumption of drinking water is assumed to be 2 litres per day.

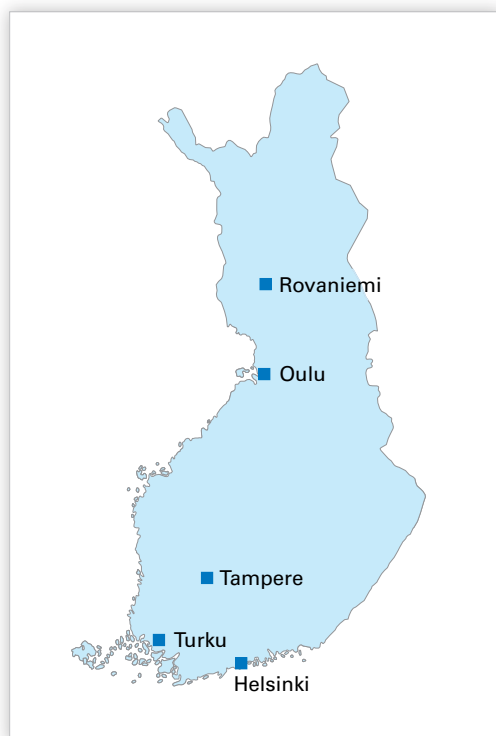
Contact person: Ulla-Maija Hanste, Radiation and Nuclear Safety Authority (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

Taulukko 8.1. Juomaveden ^3H -, ^{90}Sr - ja ^{137}Cs -pitoisuudet (Bq/l) Helsingissä, Oulussa, Rovaniemellä, Tampereella ja Turussa.

Tabell 8.1. Halt av ^3H , ^{90}Sr och ^{137}Cs i dricksvatten (Bq/l) i Helsingfors, Uleåborg, Rovaniemi, Tammerfors och Åbo.

Table 8.1. The concentrations of ^3H , ^{90}Sr and ^{137}Cs in drinking water (Bq/l) in Helsinki, Oulu, Rovaniemi, Tampere and Turku.

City	Sampling date	^3H , Bq/l	^{90}Sr , Bq/l	^{137}Cs , Bq/l
Helsinki	8.4.2011	<1.0	$0.007 \pm 5\%$	$0.016 \pm 6\%$
	12.10.2011	1.1 ± 0.3	$0.007 \pm 5\%$	$0.020 \pm 6\%$
Oulu	4.4.2011	1.0 ± 0.3	$0.004 \pm 5\%$	$0.003 \pm 12\%$
	11.10.2011	<1.0	$0.004 \pm 5\%$	$0.003 \pm 8\%$
Rovaniemi	14.4.2011	1.1 ± 0.3	<0.0001	<0.001
	12.10.2011	1.1 ± 0.3	$0.0002 \pm 26\%$	<0.001
Tampere	6.4.2011	1.2 ± 0.3	$0.006 \pm 5\%$	$0.002 \pm 12\%$
	17.10.2011	<1.0	$0.005 \pm 5\%$	$0.003 \pm 9\%$
Turku	5.4.2011	<1.0	$0.005 \pm 5\%$	<0.001
	10.10.2011	<1.0	$0.005 \pm 5\%$	<0.001



Kuva 8.1. Juomaveden keräyspaikkakunnat.

Bild 8.1. Provtagningsorter för dricksvatten.

Fig. 8.1. The sampling sites for drinking water samples.



Kuva 8.2. Helsingissä, Tampereella ja Rovaniemellä juomavesinäytteet otetaan suoraan vesijohtovedestä.

Bild 8.2. I Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi tas dricksvattenprov direkt från vattenledning.

Fig. 8.2. In Helsinki, Tampere and Rovaniemi the drinking water samples are taken straight from tap water.

9 Maidon radioaktiiviset aineet

Ihmisten eniten käyttämät elintarvikkeet ovat maataloustuotteita. Ravintoketjussa ympäristössä olevat radionuklidit siirtyvät tehokkaasti rehun kautta maitoon. Maidon kulutus on runsasta, joten maidon radioaktiivisten aineiden seuranta on tärkeää. Säteilyvalvontaohjelman meijerit on valittu sellaisilta paikkakunnilta, että saadaan mahdollisimman kattava kuva Suomessa tuotetun maidon radioaktiivisten aineiden pitoisuuksista. Paikkakunnat edustavat myös erilaisia laskeumatasoja. Tämä valvontaohjelma antaa kuvan maidon radioaktiivisuustasosta ja maidon kautta aiheutuvasta säteilyannoksesta.

Näytteenotto

Näytteet kerätään meijereistä, jotka sijaitsevat Joensuussa, Jyväskylässä, Oulussa, Riihimäellä ja Seinäjoella (kuva 9.1). Viikoittain kerättävät näytteet pakastetaan ja yhdistetään neljännesvuosittain analysointia varten.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Näytteet konsentroidaan haihduttamalla ja tuhitetaan ennen analysointia. Tuhitetuista neljännesvuosittain yhdistetyistä näytteistä määritetään ^{137}Cs -pitoisuus gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatograafisella menetelmällä, minkä jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrillä (kuva 9.3).

Tulokset

Meijerimaidon ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n alueelliset aktiivisuuspitoisuudet (Bq/l) vuonna 2011 on esitetty neljännesvuosi- ja vuosikeskiarvoina taulukossa 9.1. Meijerimaidon ^{137}Cs -pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,2–1,3 Bq/l. Maidon ^{137}Cs -pitoisuudet olivat korkeimmat niillä alueilla, joille tuli eniten Tshernobylin onnettomuudesta johtuvaa laskeumaa. Kuvassa 9.2 on esitetty maidon keskimääräinen ^{137}Cs -pitoisuus Etelä-Suomessa tuotetussa maidossa vuodesta 1960 lähtien. Näytteenottoalue on vaihdellut eri aikoina.

Maidon ^{137}Cs -pitoisuudet ovat jo lähes samaa tasoa kuin ennen Tshernobylin onnettomuutta. Havaitut pitoisuudet ovat alle tuhannesosan siitä toimenpidetasosta ja elintarvikekaupan raja-arvosta (1 000 Bq/l), jota sovelletaan Euroopan unionin alueella ydinonnettomuuden jälkeisessä tilanteessa (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

Maidosta aiheutuva säteilyannos vuonna 2011 oli 0,0006–0,0019 mSv, josta ^{90}Sr :n osuus oli runsas kymmenesosa. Arviossa on oletettu maidon kulutukseksi 140 litraa vuodessa henkilöä kohti (Maatilatilastollinen vuosikirja 2008).

Yhteyshenkilö: Ulla-Maija Hanste, Säteilyturvakeskus (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

9 Radioaktiva ämnen i mjölk

Mjölk är ett baslivsmedel som en stor del av befolkningen använder. I näringskedjan förflyttar sig radionuklider i miljön mycket effektivt via foder till mjölk. Mjölkkonsumtionen är riklig, så det är viktigt att följa med radioaktiva ämnen i mjölk. Prover på mejerimjölk från många områden ger en bild av radioaktivitetsnivån på olika områden. Mejerierna i stråltillsynsprogram har valts ut på sådana orter att man får en tillräckligt täckande bild över radioaktivitetshalterna i mjölk producerad i Finland. Orterna representerar också olika nedfallsnivåer. Detta stråltillsynsprogram ger en bild av radioaktivitetsnivån i mjölk och stråldosen som fås via mjölk.

Provtagning

Proven tas från mejerier i Joensuu, Jyväskylä, Uleåborg, Riihimäki och Seinäjoki (bild 9.1). Proven insamlas varje vecka och fryses ner. De frusna proven sammanslås kvartalsvis.

Hantering och analys av proven

Proven indunstas under värmelampa och föraskas före analysen. Bestämningen av ^{137}Cs och ^{90}Sr görs ur kvartalsvis sammanslagna prov. Halten av ^{137}Cs bestäms med gammaspektrometer. Strontium avskiljs först med extraktionkromatografisk metod

varefter halten av ^{90}Sr mäts med vätskescintillationsspektrometer (bild 9.3).

Resultat

I tabell 9.1 presenteras de årliga och kvartalsmedeltalen av de regionala halterna av ^{137}Cs och ^{90}Sr i mejerimjölk (Bq/l) år 2011. ^{137}Cs -halten i mejerimjölk varierade mellan 0,2–1,3 Bq/l. Halterna av ^{137}Cs i mjölken var högre på de områden där det kom mest nedfall efter Tjernobylolyckan. I bild 9.2 visas halterna av ^{137}Cs sedan 1960-talet i mjölk från södra Finland. Området för provtagning har varierat vid olika tider.

^{137}Cs -halten i mjölk är nu nästan på samma nivå som före Tjernobylolyckan. De observerade halterna är mindre än en tusendel av det åtgärdsnivå och gränsvärde för livsmedelshandel (1 000 Bq/l), som tillämpas i Europeiska unionen efter en kärnolycka (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

Stråldosen som orsakades av mjölk år 2011 var 0,0006–0,0019 mSv, varav andelen som ^{90}Sr utgjorde var dryg 10 %. Den uppskattade mjölkförbrukningen var 140 liter per år per person (Lantbruksstatistisk årsbok 2008).

Kontaktperson: Ulla-Maija Hanste, Strålsäkerhetscentralen (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

9 Radioactive substances in milk

Agricultural produces form the greatest part of people's overall consumption of foodstuffs. Grass is an efficient collector of atmospheric contaminants and radionuclides in the food chain are rapidly transferred through cattle feed to milk. Since milk is consumed in high amounts, it is important to monitor the levels of radioactive substances in it. The sampling sites of dairy milk in the monitoring programme are chosen to provide representative information about the radioactivity in milk produced in Finland. The sites represent different levels of deposition. The milk is monitored also in order to estimate the internal radiation dose for people via milk.

Sampling

The samples are collected from Finnish dairies in Joensuu, Jyväskylä, Oulu, Riihimäki and Seinäjoki (Fig. 9.1). The weekly samples from each sampling site are frozen. The frozen samples are then bulked together quarterly for ^{137}Cs and ^{90}Sr analyses.

Pre-treatment and analysis

The quarterly bulked samples are evaporated under infrared thermal lamps and ashed before the analysis. The concentration of ^{137}Cs is determined by gamma spectrometric measurements. Strontium is separated by an extraction chromatographic method and thereafter ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer (Fig. 9.3).

Results

The concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr in dairy milk (Bq/l) by sampling site in 2011 are presented as quarterly and annual means in Table 9.1. The concentration of ^{137}Cs in milk varied between 0.2–1.3 Bq/l. The concentrations were highest in the areas with the highest deposition after the Chernobyl accident. Figure 9.2 presents concentrations of ^{137}Cs in milk produced in southern Finland since the 1960s. The sampling site has changed throughout the years.

^{137}Cs contents in milk are nearly at the same level as before the deposition caused by the Chernobyl accident. The concentrations of ^{137}Cs observed are about one thousandth of the action level and the maximum permitted level (1 000 Bq/l) which are to be applied within the European Union after a nuclear accident (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

In 2011, the radiation dose received through milk was 0.0006–0.0019 mSv. About 10% of this radiation dose was due to ^{90}Sr . The annual consumption of milk in this dose estimate was assumed to be 140 litres per capita (Yearbook of Farm Statistics 2008).

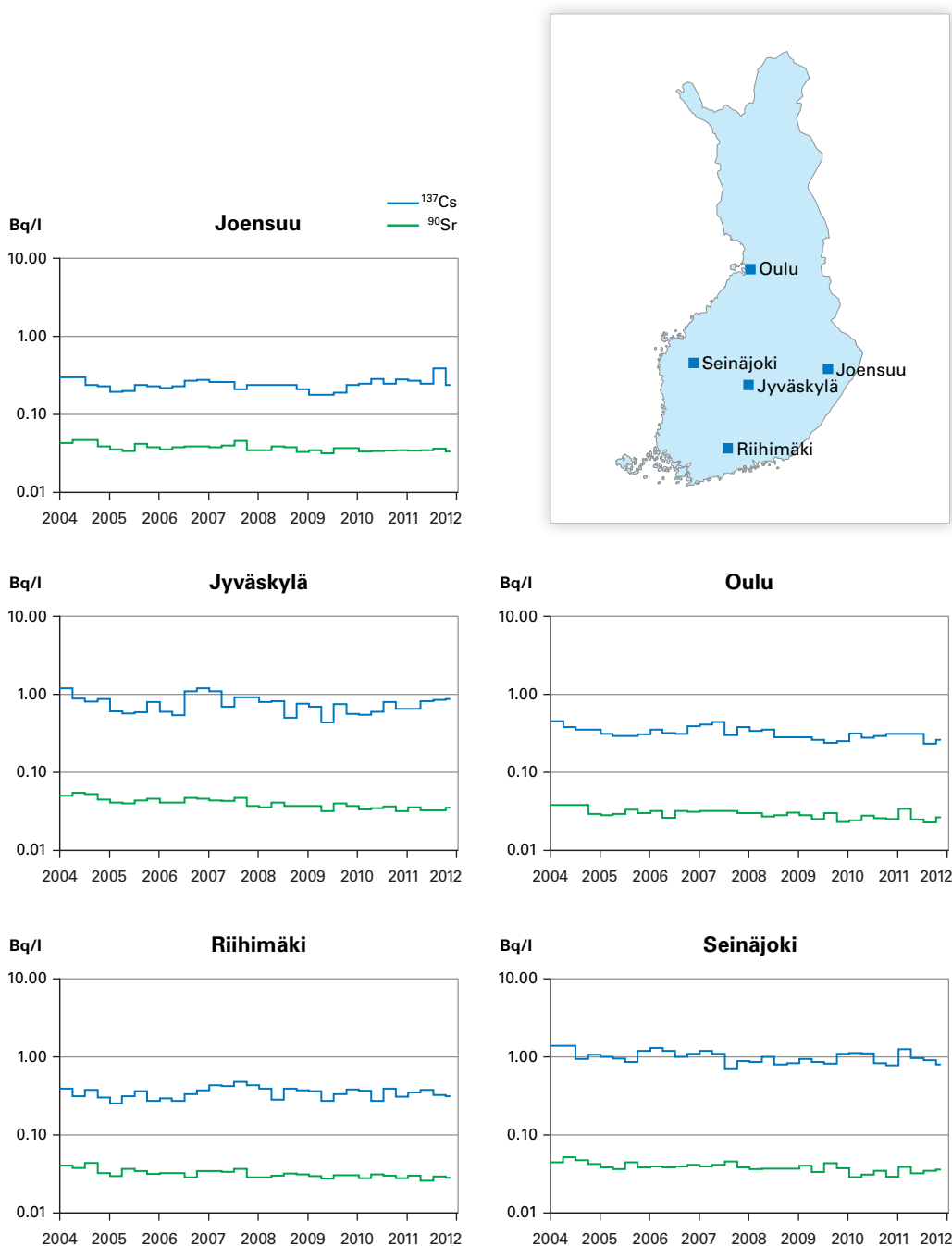
Contact person: Ulla-Maija Hanste, Radiation and Nuclear Safety Authority (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

Taulukko 9.1. ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n aktiivisuuspitoisuudet (Bq/l) maidossa vuonna 2011, neljännesvuosi- ja vuosikeskiarvot.

Tabell 9.1. ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -halter (Bq/l) i mjölk år 2011, kvartals- och årsmedeltal.

Table 9.1. The concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr (Bq/l) in milk in 2011, quarterly and annual means.

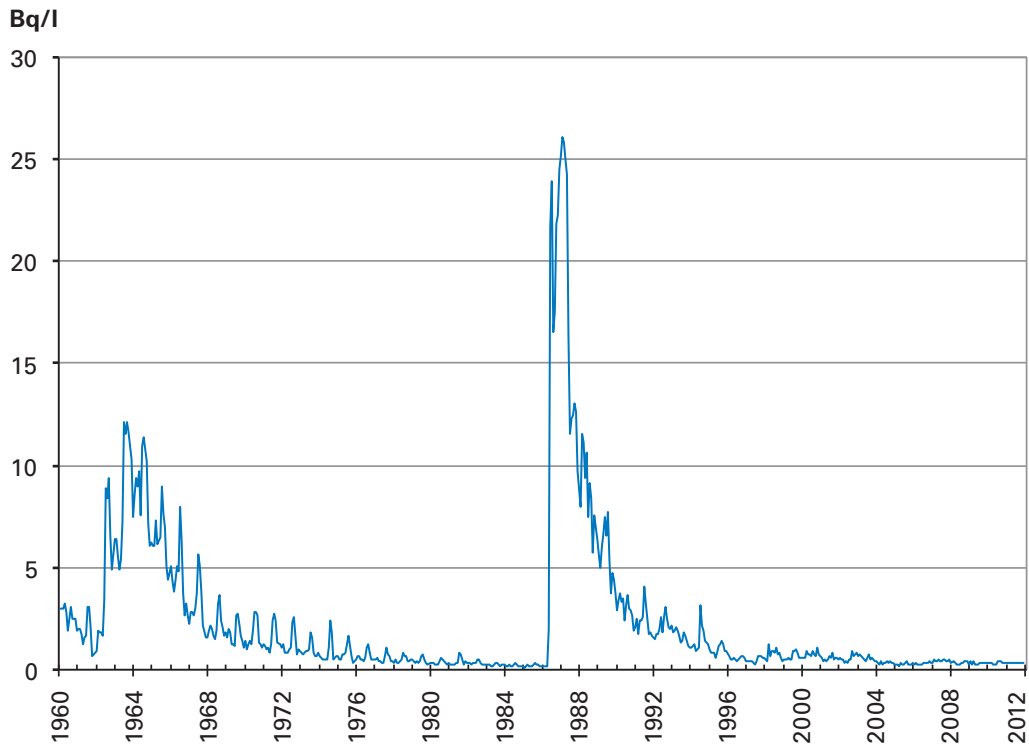
Site	1.1. – 31.3.		1.4. – 30.6.		1.7. – 30.9.		1.10. – 31.12.		1.1. – 31.12.	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Joensuu	0.27	0.035	0.25	0.035	0.39	0.037	0.24	0.033	0.29	0.035
Jyväskylä	0.66	0.036	0.82	0.033	0.85	0.033	0.87	0.035	0.80	0.034
Oulu	0.31	0.034	0.31	0.025	0.23	0.023	0.26	0.026	0.28	0.027
Riihimäki	0.35	0.029	0.37	0.026	0.32	0.029	0.31	0.028	0.34	0.028
Seinäjoki	1.3	0.039	0.97	0.032	0.91	0.035	0.81	0.036	0.99	0.036



Kuva 9.1. Maitonäytteiden keräyspaikkakunnat ja ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n aktiivisuuspitoisuudet maidossa (Bq/l) vuodesta 2004 lähtien.

Bild 9.1. Provtagningsorter för mjölk och ^{137}Cs - och ^{90}Sr -halter (Bq/l) i mjölk sedan 2004.

Fig. 9.1. The sampling sites of milk and areal concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr (Bq/l) in milk since 2004.



Kuva 9.2. Maidon keskimääräinen ^{137}Cs -pitoisuus (Bq/l) Etelä-Suomessa tuotetussa maidossa vuodesta 1960 lähtien.

Bild 9.2. Genomsnittlig halt av ^{137}Cs i mjölk (Bq/l) som producerats i södra Finland sedan 1960.

Fig. 9.2. ^{137}Cs in milk (Bq/l) in Southern Finland since 1960.



Kuva 9.3. Näytteen mittaaminen nestetuikespektrometrilla.

Bild 9.3. Mätning av provet med vätskeskintillationspektrometer.

Fig. 9.3. Measurement of the sample with liquid scintillation spectrometer.

10 Elintarvikkeiden radioaktiiviset aineet

10.1 Yhden viikon ateriat

Elintarvikkeenäytteiden radioaktiivisuusmittauksen tavoitteena on hankkia tietoa radionuklidien saannista ruoan kautta. Samalla saadaan arvio väestön päivittäisestä ravinnon kautta saamasta säteilyaltistuksesta. Elintarvikkeiden keinotekoisista radioaktiivisuutta valvotaan keräämällä yhden viikon ajalta päivittäiset kiinteät ruoka-annokset. Juomat kerätään vain yhdeltä päivältä. Koko vuorokauden aterioiden analysointi yksittäisten elintarvikkeiden sijasta antaa suoraan saannin, jossa on jo huomioitu ruoan valmistuksen vaikutukset ja kulutustekijät.

Näytteenoton paikkakunnat ovat Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomessa edustaen suurimpia asutuskeskuksia ja elintarvikkeiden käytön alueellisia eroja. Samoilta paikoilta otetaan samaan aikaan myös juomavesinäytteet suoraan vesijohtovedestä.

Tämä valvontaohjelma antaa kuvan suurkeittiöiden ruoan radioaktiivisuustasosta sekä suurkeittiöiden ruokaa käyttävien ruoasta saamasta säteilyannoksesta vuonna 2011. Ruoan ^{137}Cs -pitoisuus voi olla huomattavasti korkeampi, mikäli ravinto sisältää runsaasti luonnontuotteita, sillä metsämarjoissa, järvikalassa, sienissä ja riistassa on vielä Tshernobylin onnettomuudesta peräisin olevaa radioaktiivista cesiumia.

Näytteenotto

Näytteet kerätään syksyllä, jolloin uuden sadon tuotteet ovat mukana. Näytteenottopaikkoina ovat sairaaloiden suurkeittiöt (kuva 10.1). Näytteet sisältävät vuorokauden kaikki ateriat mukaan lukien juomat ja leivät. Ruoka- ja juomanäytteet

kerätään erikseen. Aterioiden vuorokauden energiasäily on noin 8 400 – 9 200 kJ.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Vuorokauden kiinteät ruokanäytteet yhdistetään yhdeksi näytteeksi, joka kuivataan ja homogenisoidaan. Kuivatusta vuorokausinäytteistä määritetään ^{137}Cs gammaspektrometrillä mittaussuurella. Cesiummäärityksen jälkeen näytteet tuhitetaan ja yhdistetään ^{90}Sr :n analysointia varten viikkonäytteiksi. Strontium erotetaan näytteistä ekstraktiokromatograafisella menetelmällä, jonka jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrillä.

Vuorokauden juomat yhdistetään yhdeksi näytteeksi, haihdutetaan lämpölamppujen alla ja tuhitetaan. Tuhitetuista vuorokausinäytteistä analysoidaan ^{137}Cs ja ^{90}Sr . ^{137}Cs määritetään gammaspektrometrillä mittaussuurella. Strontium erotetaan näytteistä ekstraktiokromatograafisella menetelmällä, minkä jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrillä.

Tulokset

Päivittäisen ravinnon ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -pitoisuudet ovat pieniä, koska ruoan raaka-aineena käytetyt maataloustuotteet ovat lähes puhtaita radioaktiivisista aineista. Tulosten vaihtelut johtuvat lähinnä näytteenottopäivän dieetin ja ruoan alueellisen alkuperän vaihteluista. Vuonna 2011 ^{137}Cs -pitoisuudet ruoassa olivat 0,04–1,4 Bq/kg ja juomissa 0,16–0,22 Bq/l. Päivittäinen cesiumin saanti ruoan kautta vaihteli välillä 0,07–2,4 Bq/d ja juomien kautta 0,15–0,30 Bq/d. Cesiummäärityksien mittauserävarmuus oli 4–15 % ja strontiummää-

ritysten epävarmuus oli noin 6 %. Aluekohtaiset tulokset on esitetty taulukoissa 10.2 ja 10.3. Suurkeittiöiden ruokaa käyttävien ruoasta saama säteilyannos oli vuonna 2011 alle 0,01 mSv, josta ^{137}Cs :stä aiheutuva osuus oli noin 90 %.

10.2 Kaupan elintarvikkeet

Syksyllä 2011 hankittiin kaupan elintarvikkeita elintarvikeliikkeistä samoilta paikkakunnilta kuin vuorokausiruokanäytteet. Näytteiksi valittiin luonnonvaraista riistaa, kalaa ja luonnontuotteita ^{137}Cs -pitoisuuksien määrittämistä varten (kuva 10.2). Näiden mittausten tulokset ovat taulukossa 10.1.

Mitatuista sieninäytteistä muutamien suppilovahveroiden ^{137}Cs -pitoisuudet ylittivät raja-arvon 600 Bq/kg, jota suositellaan noudatettavaksi, kun saatetaan markkinoille luonnonvaraista riistaa, metsämarjoja ja -sieniä sekä järvikaloja (EU-suositus 2003/274/Euratom). Tuoreita, kuivattuja tai suolattuja sieniä liottamalla tai keittämällä vedessä ennen ruoaksi valmistamista saadaan 80–90 prosenttia cesiumista poistettua. Sienien kuivaaminen ilman liotusta ei vähennä cesiumin määrää. Lisätietoa käsittelymenetelmistä, joilla voidaan vähentää sienten radioaktiivista cesiumia, löytyy Säteilyturvakeskuksen verkkosivuilta.

Luonnontuotteita mitataan myös tutkimus- ja tiedotustarkoituksessa. Eri elintarvikkeiden ^{137}Cs -pitoisuuksista on yksityiskohtaisempaa tietoa Säteilyturvakeskuksen verkkosivuilla osoitteessa www.stuk.fi.

Yhteyshenkilö: Ulla-Maija Hanste, Säteilyturvakeskus (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

10 Radioaktiva ämnen i livsmedel

10.1 En veckas måltider

Målet för radioaktivitetsmätningar i livsmedel är att erhålla uppgifter om intaget av radionuklider via födan. Med samma får man en bedömning av den dagliga stråldos befolkningen får via föda. Konstgjorda radioaktiva ämnen i livsmedel övervakas genom att samla in dagportioner av fast föda under en vecka. Drycker samlas under en veckodag. Analys av mat och dryck från ett helt dygn istället för analys av enstaka livsmedel ger direkt intaget, där man redan beaktat faktorer i tillagningen och konsumtion av maten.

Orterna för provtagning representerar den södra, mellersta och norra delen av Finland och de regionala skillnaderna i livsmedelsbruk. På samma orter tas samtidigt också dricksvattenprov direkt från vattnet i vattenledningar.

Detta tillsynsprogram ger en bild av radioaktivitetsnivån i maten från storkök samt stråldosen som de som äter mat från storkök fick år 2011. Halten av ^{137}Cs i maten kan vara betydligt högre ifall födan innehåller rikligt med naturprodukter eftersom skogsbär, insjöfisk, svampar och vilt ännu innehåller radioaktivt cesium som härstammar från Tjernobylnedfall.

Provtagning

Tidpunkten för provtagningen är oktober, så att produkterna från den nya skörden finns med. Provtagningen sker vid sjukhuskök i Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi (bild 10.1). Proven innefattar dygnets alla måltider inklusive drycker

och bröd. Prov av mat och dryck uppsamlas skilt. Energiinnehållet för måltiderna under ett dygn är ca 8 400 – 9 200 kJ.

Behandling och analys av proven

De fasta proven från ett dygns föda sammanslås till ett prov som torkas och homogeniseras. Ur de torkade proven bestäms ^{137}Cs med gammaspektrometri. Efter att cesium bestämts föraskas proven och sammanslås till veckoprov för analys av ^{90}Sr . Strontium avskiljs med extraktionskromatografi, varefter halten av ^{90}Sr bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

Dryckerna från ett dygn sammanslås till ett prov, indunstas under värmelampor och föraskas. Ur de föraskade proven bestäms ^{137}Cs med gammaspektrometri. Strontium avskiljs med extraktionskromatografisk metod, varefter halten av ^{90}Sr bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

Halterna av ^{137}Cs och ^{90}Sr i dagliga måltider är låga, eftersom de lantbruksprodukter som används som ingredienser är nästan rena från radioaktiva ämnen. Små variationen i mätresultaten beror närmast på variationen mellan dagen då matproven tagits, samt skillnaderna i ingrediensers regionala ursprung. År 2011 ^{137}Cs -halterna i maten var 0,04–1,4 Bq/kg och i dryckerna 0,16–0,22 Bq/l. Det dagliga intaget av cesium i maten varierade mellan 0,07–2,4 Bq/d och i dryckerna 0,15–0,30 Bq/d. Bestämningen av ^{137}Cs hade en mätosäkerhet på

4–15 % och bestämningen av ^{90}Sr en mätosäkerhet på 6 %. De regionala mätresultaten finns i tabell 10.2 och i tabell 10.3. Stråldosen av människor som använder födan från storkök var år 2011 under 0,01 mSv varav andelen förorsakande av ^{137}Cs var 90 %.

10.2 Livsmedel i butiker

Under hösten 2011 skaffades livsmedel från livsmedelsbutiker på samma orter där matproven från ett dygn hämtats. Till proven valdes vilt, vilda bär, vilda svampar och fisk för att bestämma halterna av ^{137}Cs (bild 10.2). Resultaten från dessa mätningar finns i tabell 10.1.

Halten av ^{137}Cs i proven översteg i några svampar (trattkantareller) gränsvärdet 600 Bq/kg, som rekommenderas att tillämpas på ^{137}Cs i vilt, vilda bär, vilda svampar och sötvattenfisk som säljs på marknaden (EU-rekommendation 2003/274/Euratom). Genom att blötlägga eller koka färska, saltade eller torkade svamparna i vatten kan 80–90 procent av cesiumet avlägsnas. Mera information om sänkning av ^{137}Cs -halten i svampar finns på Strålsäkerhetscentralens webbplats.

Naturprodukter mäts också för forskning och informationssyften. Mer specifika detaljer om halterna av ^{137}Cs i olika livsmedel finns på Strålsäkerhetscentralens webbplats www.stuk.fi.

Kontaktperson: Ulla-Maija Hanste, Strålsäkerhetscentralen (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

10 Radioactive substances in foodstuffs

10.1 One week diet

The aim of the foodstuffs monitoring program is to obtain information about the intake of radionuclides through ingestion for estimating internal doses. The artificial radioactivity in foodstuffs is monitored by collecting daily meals of solid food over one week. Drinks are collected only once a week for one day. An analysis of the whole mixed diet samples rather than the main components of diet gives the intake, in which the consumption and food processing are already included.

The sampling sites are located in southern, central and northern Finland, representing the main population centres and areal differences in the consumption of foodstuffs. The sites are Helsinki, Tampere and Rovaniemi (Fig. 10.1). Drinking water samples, taken directly from running tap water, are also collected in the same cities. This monitoring programme typifies the food prepared in institutional kitchens, and the level of radioactivity it contains. Radioactive concentrations may be remarkably higher in the food containing a lot of natural produces (wild berries, freshwater fish, wild mushrooms and game).

Sampling

The diet samples are collected once a year. The sampling time is October in order to include the products of the new crop in the sampling. The sampling sites comprise institutional kitchens in hospitals. The samples consist of all the meals of a day, including drinks and bread. Food and drink samples are collected separately. The daily

energy content of meals totals approximately 8 400 – 9 200 kJ.

Pre-treatment and analysis

The solid food samples collected during a day are combined into one sample, which is dried and homogenised. The ^{137}Cs of the dried daily samples is determined by gamma spectrometric measurement. After they have been analysed for cesium, the samples are ashed and combined into weekly samples for ^{90}Sr analysis. Strontium is separated from the samples by an extraction chromatographic method, after which ^{90}Sr is measured with a scintillation spectrometer.

The drinks collected during a day are evaporated under infrared thermal lamps and ashed. ^{137}Cs is determined by gamma spectrometric measurement from the ashed drink samples. Strontium is separated from the samples by an extraction chromatographic method, after which ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer.

Results

The concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr in daily meals are low because the agricultural products used as raw material are almost clear of artificial radionuclides. The variation in the results is caused by the differences in the types of meals that were prepared on the sampling dates and in the areal origins of raw materials. The concentrations of ^{137}Cs in the solid food in 2011 ranged from 0.04–1.4 Bq/kg, and in the drinks from 0.16–0.22 Bq/l. The daily intakes of ^{137}Cs via food varied between 0.07–2.4 Bq/d, and via drinks from 0.15–0.30 Bq/d. The determination

of ^{137}Cs gave a measurement uncertainty of 4–15% and the determination of ^{90}Sr that of 6%. The areal results are given in Table 10.2 and in Table 10.3. The average internal radiation dose received through food from the institutional kitchens in 2011 was less than 0.01 mSv, approximately 90% of which is due to ^{137}Cs .

10.2 Foodstuffs on the market

In the autumn of 2011, the foodstuffs on the market were acquired from grocery shops at the same cities as the daily diet samples. Wild game, wild berries, wild mushrooms and fish were chosen as samples in order to determine concentrations of ^{137}Cs (Fig. 10.2). The results of these measurements are presented in Table 10.1.

In the analysed samples, the concentrations of ^{137}Cs in certain mushrooms (*Cantharellus tubaeformis*) were higher than the maximum permitted level, 600 Bq/kg, recommended to be respected when placing wild game, wild berries, wild mushrooms and lake fish on the market (Commission recommendation 2003/274/Euratom). Soaking or cooking removes up to 80–90 per cent of ^{137}Cs contents in fresh, dried or salted mushrooms. Drying without soaking does not reduce the ^{137}Cs contents of the mushrooms.

Natural products are monitored also for the purposes of research and media. More detailed information about the concentrations of ^{137}Cs in various foodstuffs can be found at the STUK's website, www.stuk.fi.

Contact person: Ulla-Maija Hanste, Radiation and Nuclear Safety Authority (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

Taulukko 10.1. ^{137}Cs -pitoisuudet (Bq/kg) elintarvikeliikkeistä hankituissa näytteissä vuonna 2011.

Tabell 10.1. ^{137}Cs i prov som köpts i livsmedelsbutiker år 2011.

Table 10.1. ^{137}Cs in the samples purchased from food shops in 2011.

Elintarvike	Livsmedel	Foodstuff	^{137}Cs , Bq/kg (number of samples)					
			Helsinki		Tampere		Rovaniemi	
hirvenliha	älgkött	venison	4.5–350	(6)	4.2–39	(2)	17–31	(3)
poronliha	renkött	reindeer meat	–	–	–	–	54–180	(4)
metsämarjat	skogsbär	wild berries	1.5–98	(12)	3.2–290	(16)	2.4–70	(7)
sienet	svampar	mushrooms	42–500	(14)	21–780	(8)	68–79	(2)
järvi- ja jokikala	insjöfisk	freshwater fish	9.3–89	(6)	2.9–84	(12)	1.1–26	(9)
murtovesi- ja merikala	brack- och havsfisk	brackish water and marine fish	0.9–24	(6)	<0.3–30	(8)	2.7–5.3	(2)
kasvatettu kala (meri- ja sisä-vesiallas)	odlad fisk (havs- och insjöbassäng)	farmed fish (sea and freshwater basin)	0.3–1.1	(3)	0.4–1.1	(2)	1.1–1.5	(3)

Taulukko 10.2. ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n saanti ruoasta vuonna 2011.

Tabell 10.2. Tillförsel av ^{137}Cs och ^{90}Sr i maten år 2011.

Table 10.2. The intake of ^{137}Cs and ^{90}Sr via ingestion in 2011.

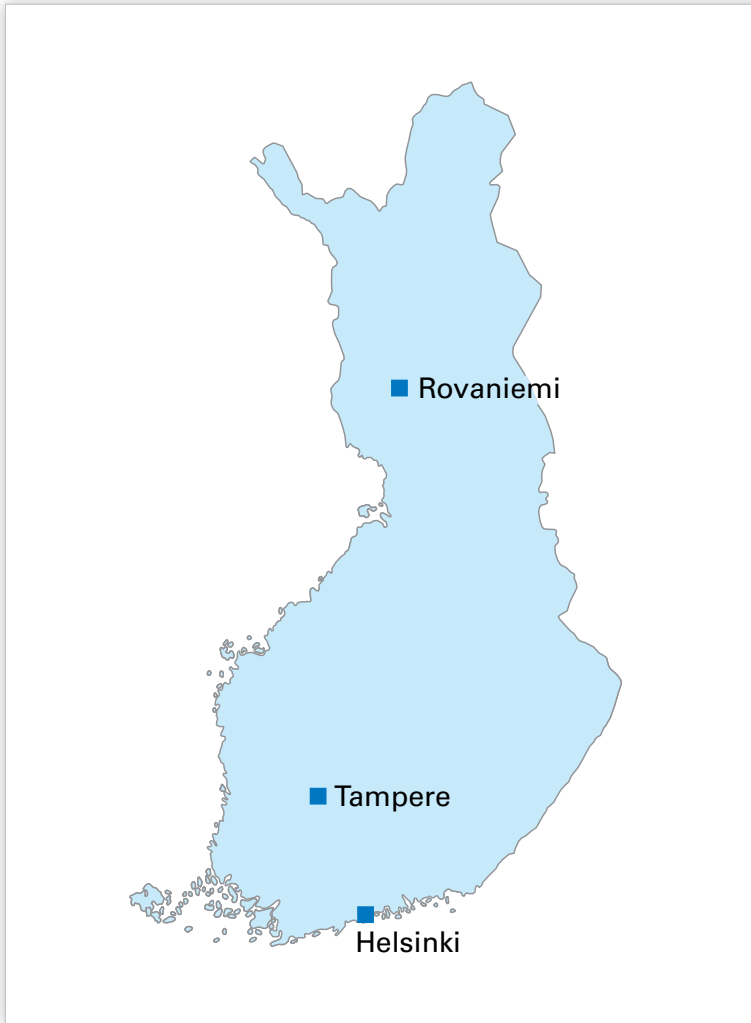
Site	Sampling date	^{137}Cs (Bq/d) meal	^{90}Sr (Bq/week) meal
Helsinki	10.10.2011	0.12	0.86
	11.10.2011	0.18	
	12.10.2011	0.20	
	13.10.2011	0.53	
	14.10.2011	0.22	
	15.10.2011	0.91	
	16.10.2011	0.25	
Rovaniemi	10.10.2011	2.4	0.60
	11.10.2011	0.34	
	12.10.2011	0.23	
	13.10.2011	0.32	
	14.10.2011	0.21	
	15.10.2011	0.28	
	16.10.2011	0.22	
Tampere	10.10.2011	0.86	0.63
	11.10.2011	0.11	
	12.10.2011	0.07	
	13.10.2011	2.0	
	14.10.2011	1.5	
	15.10.2011	0.74	
	16.10.2011	0.61	

Taulukko 10.3. ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n päivittäinen saanti juomista 2011.

Tabell 10.3. Daglig tillförsel av ^{137}Cs och ^{90}Sr i dryckerna år 2011.

Table 10.3. The daily intake of ^{137}Cs and ^{90}Sr via drinks in 2011.

Site	Sampling date	^{137}Cs (Bq/d) drinks	^{90}Sr (Bq/d) drinks
Helsinki	11.10.2011	0.15	0.01
Rovaniemi	12.10.2011	0.17	0.02
Tampere	17.10.2011	0.30	0.04



Kuva 10.1. Elintarvikkeiden keräyspaikkakunnat.
Bild 10.1. Provtagningsorter för födoämnen.
Fig. 10.1. The sampling sites for diet samples.



Kuva 10.2. *Perca fluviatilis*.
Bild 10.2. *Perca fluviatilis*.
Fig. 10.2. *Perca fluviatilis*.

11 Radioaktiiviset aineet ihmisessä

Ihminen saa radioaktiivisia aineita elimistönsä hengittämällä tai ravinnon mukana. Nämä aineet ovat joko luonnollista alkuperää tai keinotekoisesti tuotettuja. Näistä gammasäteilyä lähettäviä aineita voidaan mitata suoraan ihmisen kehosta. Mittaukset tehdään ns. koko-kehomittauslaitteistoilla joista toinen on kiinteästi asennettuna laboratorioon Helsingissä ja toinen on kuorma-autoon rakennettu. Kiinteästi asennettu mittauslaitteisto otettiin käyttöön vuonna 1965 ja liikkuva yksikkö kymmenen vuotta myöhemmin.

Mittaukset

Kiinteä mittauslaitteisto on sijoitettu 80 tonnia painavaan rautahuoneeseen. Paksujen rautaseinien tarkoituksena on vaimentaa ympäristöstä tulevaa taustasäteilyä. Liikkuva yksikkö painaa noin 2,5 tonnia, kuva 11.1. Helsingin ulkopuoliset mittaukset tehdään yleensä liikkuvalla yksiköllä. Mittauslaitteistoon kuuluu mittaustuoli, johon mitattava henkilö asettuu ja sen yläpuolella oleva gammasäteilyä havaitseva ilmaisin. Mitattava aktiivisuusmäärä on yleensä pieni ja siksi ympäristöstä tulevan taustasäteilyn vaimentamiseksi tuoli on tehty lyijystä ja säteilyilmaisimien ympäröity lyijyvaipalla.

Kokokehomittauksessa ihmiseen ei kohdistu säteilyä. Mittaus perustuu kehossa olevien radioaktiivisten aineiden hajotessaan lähettämään gammasäteilyn havaitsemiseen. Tällä hetkellä yleisin Suomessa väestöstä kokokehomittauksissa havaittu keinotekoinen radioaktiivinen aine on ^{137}Cs .

Mitattavat ihmisryhmät

Suomessa on vuodesta 1965 lähtien seurattu helsinkiläistä vertailuryhmää. Vuodesta 1999 alkaen on tämän ryhmän lisäksi mitattu Helsingistä, Tampereelta (2001 alk.) ja Rovaniemeltä kouluympäristöstä valittuja ryhmiä. Näiden neljän ryhmän tulosten perusteella arvioidaan suomalaisten saama säteilyannos keinotekoisista radioaktiivisista aineista. Tampere edustaa Suomessa Tshernobylin onnettomuuden aiheuttaman korkeimman laskeuman aluetta.

Helsingin, Tampereen ja Rovaniemen kouluryhmät koostuvat vapaaehtoisista oppilaista ja opettajista. Koulut on valittu siksi, että samassa mittauspaikassa on eri-ikäisiä henkilöitä. Mitattavilta kysytään lyhyesti ruokavaliosta ja tiettyjen runsaasti radioaktiivista cesiumia sisältävien elintarvikkeiden kulutuksesta.

Tulokset

Mittauksien tulokset ovat kuvassa 11.2. Kuvassa oleviin tuloksiin sisältyvät vain aikuisten (yli 14-vuotiaiden) mittauksien mediaanit. Tässä yhteydessä mediaani on parempi tunnusluku kuin keskiarvo, koska otokset ovat pieniä, jolloin yksittäiset huomattavan suuret tai pienet tulokset painottuvat liikaa (ks. kuva 11.2). Helsingissä mitattiin 44, Rovaniemellä 58 ja Tampereella 42 henkilöä. Helsingissä suurin mitattu cesiumaktiivisuus kehossa oli 530 Bq ja alle havaitsemisrajan (noin 50 Bq) jäi 14 kpl mitatuista. Vastaavat luvut olivat Rovaniemellä 350 Bq ja 8 kpl sekä Tampereella 450 Bq ja 7 kpl. Lasten eli alle 15-vuotiaiden tuloksista voidaan todeta, että kehossa oleva cesiumaktiivisuus oli yleensä alle 100 Bq. Myös alle havaitsemisrajan olevia tuloksia oli suhteellisesti enemmän kuin aikuisissa. Tämä sopii hyvin yhteen aikaisemmissa tutkimuksissa saatujen tulosten kanssa. Mittauksien vuotuinen vaihtelu johtuu kaupasta ostettujen ja luonnosta kerättyjen elintarvikkeiden aktiivisuuspitoisuuksien suurista eroista sekä luonnosta kerättyjen elintarvikkeiden satunnaisesta käytöstä.

Kuvassa 11.3 on esitetty keskimääräinen ^{137}Cs -aktiivisuus helsinkiläisen vertailuryhmän jäsenissä 1960-luvun puolivälistä lähtien. Kuvassa erottuvat selvästi ilmakehässä suoritettujen ydinkokeiden ja Tshernobylin ydinonnettomuuden vaikutukset kehossa olevaan cesium-aktiivisuuteen.

Kehossa olevan ^{137}Cs :n aiheuttaman säteilyannoksen arvioitiin vuonna 2011 jääneen alle 0,01 mSv/henkilö, eli alle 0,3 % suomalaisen keskimääräisestä vuosittaisesta säteilyannoksesta, noin 3,7 mSv.

Yhteyshenkilö: Jussi Huikari, Säteilyturvakeskus (jussi.huikari@stuk.fi)

11 Radioaktiva ämnen i människokroppen

Människan får i sig radioaktiva ämnen genom att andas in dem eller med födan. Dessa ämnen är antingen av naturligt ursprung eller konstgjorda. De ämnen som utsänder gammastrålning kan mätas direkt i människokroppen med helkroppsmätning. Strålsäkerhetscentralen har två utrustningar för detta, den ena är fast installerad i laboratoriet i Helsingfors och den andra är rörlig. Den fasta helkroppsmätaren togs i bruk år 1965 och den rörliga tio år senare.

Mätningar

Helkroppsmätaren i laboratoriet har placerats i ett järnrum som väger 80 ton. De tjocka järnväggarna dämpar den bakgrundsstrålning som kommer från miljön. En lättare modell, som väger ca 2,5 ton, har placerats i en lastbil, bild 11.1. Med den kan man utföra mätningar på stora avstånd från Helsingfors. Mätutrustningen består av en stol som försökspersonen placerar sig i, och en detektor som finns ovanför stolen. Den aktivitet som mäts är vanligen liten och för att den störande bakgrundsstrålningen från omgivningen skall dämpas har stolen gjorts av bly och detektorn har omgett med ett blyskydd.

Vid helkroppsmätning utsätts försökspersonen inte för strålning. Mätningen fungerar genom att observera den gammastrålning som radioaktiva ämnen i kroppen utsänder vid sitt sönderfall. För närvarande är ^{137}Cs det viktigaste radioaktiva ämnet som människorna får via födan.

Människogrupper som mätts

Mätorterna var år 2011 Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi (se bild 10.1). I Finland har sedan år 1965 mätts en referensgrupp av helsingforsare. Från och med år 2001 har dessutom tre grupper från skolmiljö, en i Helsingfors, en annan i Rovaniemi och den tredje i Tammerfors mätts. På basis av resultaten av dessa mätningar har man

beräknat den stråldos som finländarna i medeltal får från konstgjorda radioaktiva ämnen.

I grupperna ingår frivilliga personer, elever och lärare, från de utvalda skolorna. Skolorna har valts för att där finns personer i olika ålder. De tillfrågas kortfattat om vilken mat de äter samt hur mycket de konsumerar av vissa livsmedel som innehåller rikligt med radiocesium.

Resultat

Resultaten finns i bild 11.2. Endast mätresultat för personer över 14 år har medtagits. Här är medianen en bättre parameter än medeltalet eftersom urvalet av personer är litet. Vikten av betydande stora eller små resultat inverkar för mycket (se bild 11.2). I gruppen från Helsingfors mättes 44 personer, i den från Rovaniemi 58 och i den från Tammerfors 42 personer. I Helsingfors var det högsta uppmätta ^{137}Cs värdet 530 Bq och det lägsta under detekteringsgränsen 50 Bq (14 personer). I Rovaniemi var de motsvarande värdena 350 Bq och under 50 Bq (8 personer) och i Tammerfors 450 Bq och 50 Bq (7 personer).

Det fanns så få barn (under 15 år) att man om mätresultaten för barnens del bara kan säga att radioaktiviteten i kroppen i allmänhet var under 100 Bq. Detta stämmer bra överens med resultaten från tidigare undersökningar.

Bild 11.3 visar kroppsinnehållet av ^{137}Cs som medelvärde för män och kvinnor i referensgruppen från Helsingfors mätt årligen sedan 1965. Inverkan av kärnvapenprov i atmosfären och av Tjernobyl-olyckan på cesium-aktiviteten i kroppen ses tydligt i bilden.

År 2011 uppskattades ^{137}Cs i människokroppen i medeltal förorsaka en stråldos om cirka 0,01 mSv/person eller mindre än 0,3 procent av den totala stråldosen 3,7 mSv, som finländarna årligen får.

Kontaktperson: Jussi Huikari, Strålsäkerhetscentralen (jussi.huikari@stuk.fi)

11 Radioactivity in man

Radioactive substances enter the human body via breath or with foodstuffs. These substances are either of natural or of artificial origin of which gamma ray emitters can be measured directly using a dedicated whole body counter. There are two such counters in use at STUK. One is a permanently installed system in the laboratory and the other one is a mobile system. The stationary system was installed in 1965 and the mobile system ten years later.

The measurements

The stationary system is installed inside a 80 ton iron room. The thick iron walls are there to reduce the environmental background radiation. The mobile unit weights about 2.5 ton and is installed on a truck (Fig. 11.1). This mobile system is used in the measurements away from Helsinki. The mobile system includes a lead chair for the person to be measured and above that a lead shielded gamma ray detector. The amount of radioactive substances to be measured is usually small, therefore, the lead shielding is necessary in order to reduce the background radiation from the environment

The measurement itself does not cause any additional exposure to radiation. The measurement is based on detection of gamma radiation emitted by the radioactive substances in the body. Today, ^{137}Cs is the most common artificial radionuclide detected in these measurements.

Groups of people to be measured

In 2011 the measurements were done in Helsinki, Rovaniemi and Tampere (for a map, see Fig. 10.1). A reference group from Helsinki has been monitored since 1965. The groups from Helsinki and Rovaniemi have been followed since 1999 and in 2001 a group from Tampere was added. These groups include volunteer children and teachers from local schools where different age groups

are easily available. The measured persons were interviewed for information on eating habits and consumption of certain foodstuffs known to contain rather high concentrations of ^{137}Cs . Based on the results of these measurements the internal radiation dose for the people from artificial radioactive substances can be estimated.

Results

The medians on the measurement results are presented for the adults (older than 14 years) in Helsinki, Rovaniemi and Tampere in Figure 11.2. The median suits better for the purpose than the mean because, when groups measured are small, a single large or small result gets too much weight (see Fig. 11.2). In the Helsinki group there were 44, Rovaniemi group 58 and in the Tampere group 42 persons measured. In Helsinki the highest content was 530 Bq and 14 persons below the detection level 50 Bq. In Rovaniemi the corresponding values were 350 Bq and 8 persons below 50 Bq and in Tampere 450 Bq and 7 persons below 50 Bq. Some children were measured and their body contents were usually below 100 Bq. In addition, there were relatively more results among children below detection limit than among adults. This result is in good agreement with results from our earlier studies.

Figure 11.3 shows the mean ^{137}Cs activity in the Helsinki reference group measured since 1965. The influence of the atmospheric nuclear weapons tests and of the Chernobyl accident on the body caesium activity is clearly visible.

The mean internal radiation dose from ^{137}Cs in 2011 was estimated at 0.01 mSv/person, or less than 0.3% of the total mean annual radiation dose 3.7 mSv.

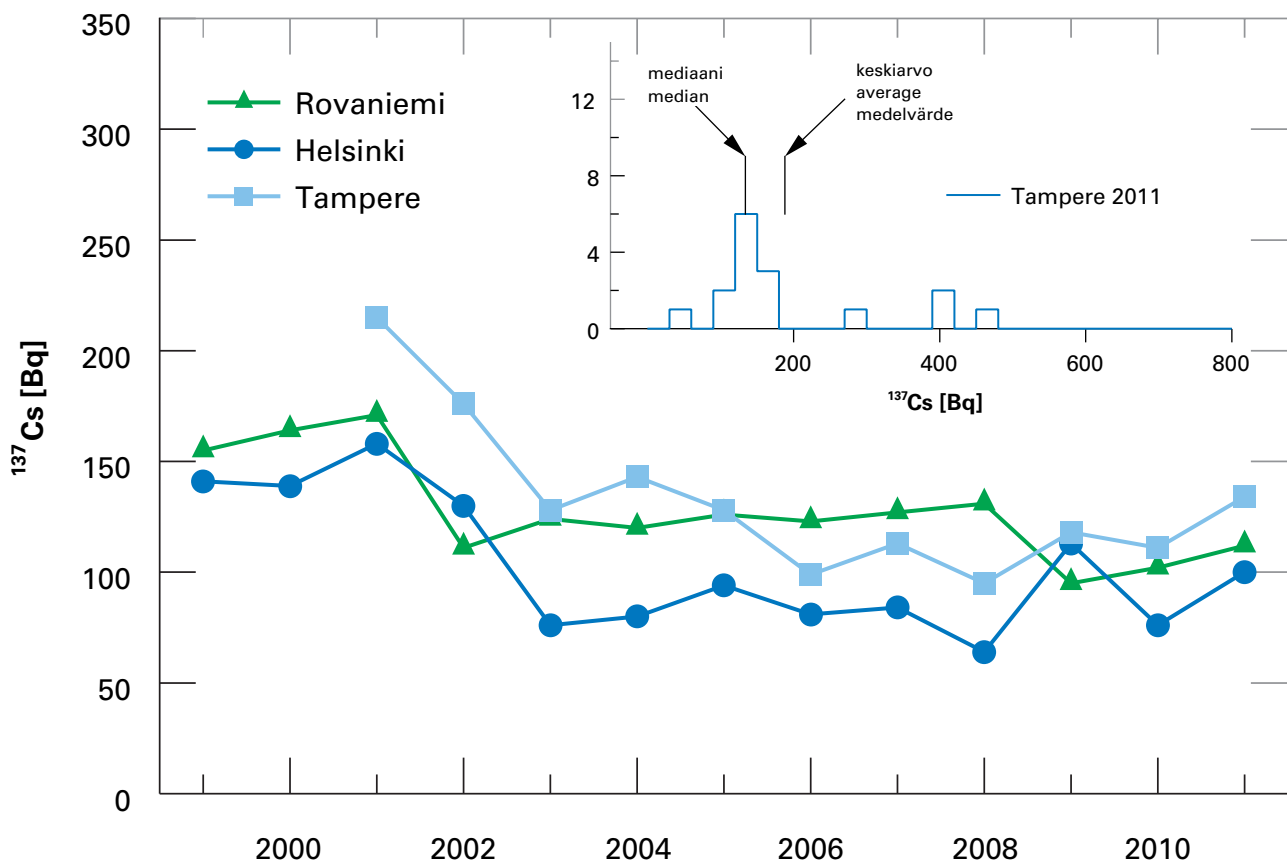
Contact person: Jussi Huikari, Radiation and Nuclear Safety Authority (jussi.huikari@stuk.fi)



Kuva 11.1a. Kokokehmittauksissa käytettävä liikkuva laboratorio.
Bild 11.1a. Det mobila laboratoriet som används för helkroppsmätningar.
Fig. 11.1a. The mobile laboratory used in the whole-body measurements.



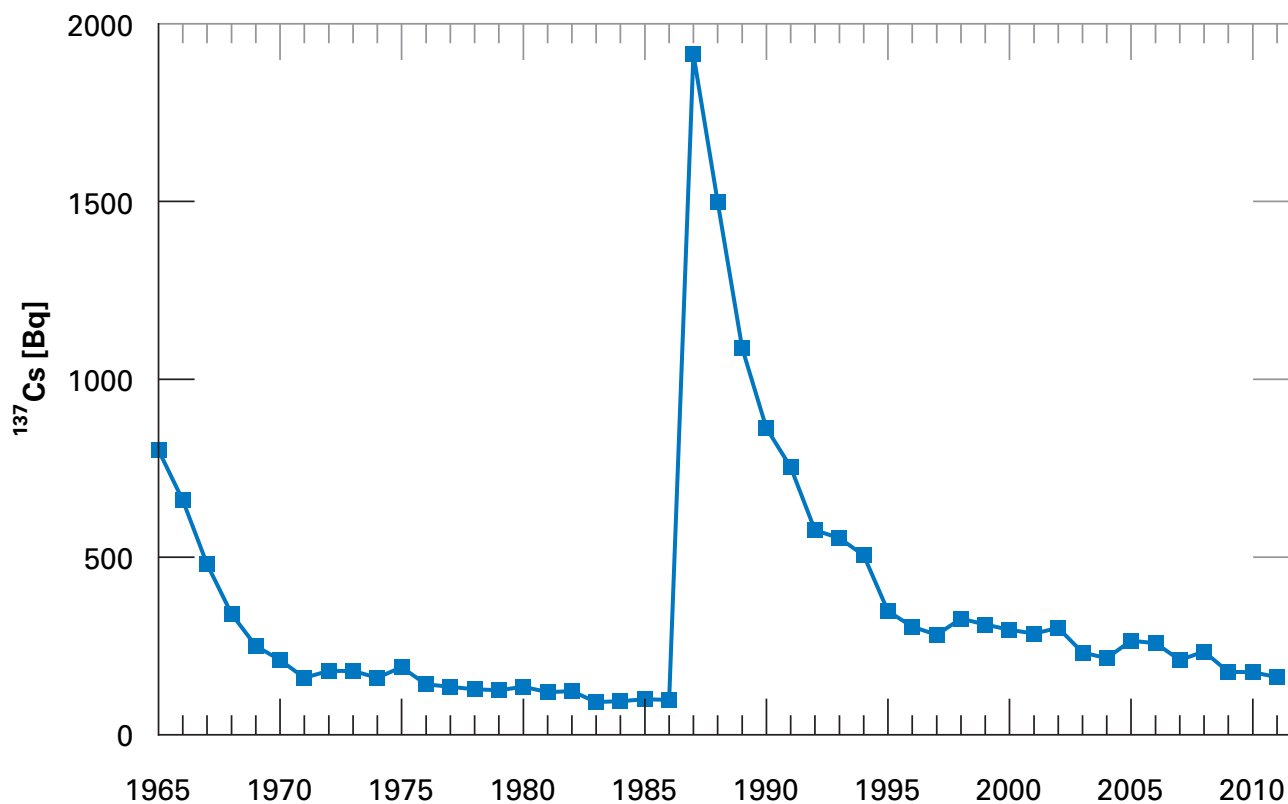
Kuva 11.1b. Liikkuvan laboratorion mittaustuoli.
Bild 11.1b. Mättingsstol från det mobila laboratoriet.
Fig. 11.1b. The measurement chair of the mobile unit.



Kuva 11.2. Kehossa oleva ^{137}Cs -aktiivisuus. Ryhmissä ovat mukana kaikki yli 14-vuotiaat, jotka kävivät mittauksessa. Varsinaisen kuvan sisällä olevassa histogrammissa on Tampereen jakauma vuodelta 2011.

Bild 11.2. Kroppsinnehållet av ^{137}Cs för kvinnor och män. I grupperna ingår alla personer äldre än 14 år som mättes. Histogrammet innanför figuren visar fördelningen av resultaten från skolmätningarna i Tammerfors 2011.

Fig. 11.2. The ^{137}Cs body content as a median for women and men. All persons older than 14 years are included in the groups. The inserted histogram shows the distributions of the measurement result for the Tampere group 2011.



Kuva 11.3. Kehossa oleva ^{137}Cs -aktiivisuus keskiarvona helsinkiläisessä vertailuryhmässä (mitattu vuosittain vuodesta 1965 lähtien).

Bild 11.3. Kroppsinnehållet av ^{137}Cs som medelvärde i referensgruppen från Helsingfors mätt årligen sedan 1965.

Fig. 11.3. Body content of ^{137}Cs as the mean in the Helsinki reference group measured annually since 1965 at STUK.

12 Jätelietteen radioaktiiviset aineet

Ympäristön säteilyvalvontaohjelmaan otettiin vuonna 2009 mukaan Helsingin Viikinmäen jätevesipuhdistamon lietteet, joista seurataan keino- ja luonnon radionuklidien esiintymistä. Monet ympäristöön kulkeutuneet radionuklidit voidaan havaita jätevedenpuhdistamon lietteestä, sillä puhdistusprosessissa lietteeseen rikastuu monia jätevedessä olevia radionuklideja. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon lietteessä on havaittu radionuklideja, jotka ovat peräisin mm. Tshernobylin onnettomuudesta, lääkinnällisestä radioisotooppien käytöstä sekä luonnosta. Tutkimalla lietteitä saadaan myös tietoa radionuklidien kulkeutumisesta ympäristössä.

Viikinmäen jätevedenpuhdistamo otettiin käyttöön vuonna 1994. Siellä puhdistetaan paitsi Helsingin myös Keravan, Tuusulan, Järvenpään, Siipoon, Mäntsälän ja Pornaisen jätevedet. Vuonna 2011 puhdistamon kokonaisvirtaama oli noin 280 000 m³ vuorokaudessa. Kuivattua jätevesilietettä syntyi vuonna 2011 noin 61 000 tonnia.

Näytteenotto

Jätevedenpuhdistamon raakalietteestä (kuva 12.1) ja mädätetystä kuivatusta lietteestä (kuva 12.2) otetaan neljä kertaa vuodessa näytteet, joista analysoidaan gammasäteilyä emittoivat radionuklidit. Näytteenottokuukaudet ovat helmi-, touko-, elo- ja marraskuu ja molemmat näytteet otetaan samana päivänä.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Laboratoriossa raakaliete kuivataan lämpökäpissä ja jauhetaan. Muuta esikäsittelyä näytteelle ei tehdä. Gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet analysoidaan jauhetuista näytteistä gammaspektrometrisesti.

Mädätetystä kuivatusta lietteestä gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet analysoidaan ilman esikäsittelyä. Mittaus tehdään mahdollisimman nopeasti sen jälkeen, kun näyte on saapunut laboratorioon lyhytikäisten nuklidien toteamiseksi. Kuiva-ainemääritys tehdään mittauksen jälkeen.

Tulokset

Radionuklideja käyttävien sairaaloiden syöpäklinikoiden ja isotooppiosastojen potilaiden eritteet menevät Viikinmäen puhdistamoon. Hoitoja annetaan yleensä vain tiettyinä päivinä, joten päästöt jätevesiin jakautuvat ajallisesti epätasaisesti. Tästä johtuen sairaalanuklidien pitoisuudet lietteessä vaihtelevat suuresti.

Sairaaloissa käytettäviä radionuklideja ovat ¹¹¹In, ¹³¹I ja ¹⁵³Sm. ¹³⁷Cs on peräisin Tshernobylin onnettomuudesta ja ²³⁸U on vedessä luonnollisesti esiintyvä radioaktiivinen aine. Jätelietteen gamma-aktiivisten radionuklidien pitoisuudet raakalietteessä vuonna 2011 on esitetty taulukossa 12.1 ja kuivatussa lietteessä taulukossa 12.2.

Yhteyshenkilö: Ulla-Maija Hanste, Säteilyturvakeskus (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

12 Radioaktiva ämnen i avfallsslam

I programmet för övervakning av strålning i miljön tog man år 2009 med slammet från Avloppsreningsverket i Viksbacka i Helsingfors. Slammet skall användas för att undersöka förekomsten av artificiella radionuklider. I slammet från avloppsreningsverket kan man upptäcka många radionuklider som hamnat i miljön eftersom det under reningsprocessen samlas många radionuklider i slammet från avloppsvattnet. I slammet från Avloppsreningsverket i Viksbacka har man upptäckt radionuklider som härstammar från bl.a. Tjernobylnedfallet, från användningen av radioisotoper inom medicin samt från naturen. Genom att undersöka slammet får man också information om radionuklidernas förflyttning i miljön.

Viksbacka avloppsreningsverk togs i bruk år 1994. Här behandlas avloppsvatten förutom från Helsingfors även från Kervo, Tusby, Träskända, Sibbo, Mäntsälä och Borgnäs. År 2011 var reningsverkets totala flöde ca 280 000 m³ per dygn. Under 2011 uppstod det ca 61 000 ton torkat avloppsvattenslam.

Provtagning

Fyra gånger per år tar man prov från avloppsreningsverkets råslam (bild 12.1) och rötade torkade slam (bild 12.2) och analyserar radionukliderna som emitterar gammastrålning. Provtagningsmånaderna är februari, maj, augusti och november. Båda proven tas på samma dag.

Hantering och analys av proven

Råslammet torkas i ett värmeskåp och mals i ett laboratorium. Någon annan förbehandling görs inte med provet. De radioaktiva ämnen som sänder gammastrålning i de malda proven analyseras med gammaspektrometer.

De radioaktiva ämnena som finns i det rötade slammet och sänder gammastrålning analyseras utan förbehandling. För att observera de kortlivade radionukliderna görs mätningen så snabbt som möjligt efter att provet anlant till laboratoriet. Bestämning av torrsubstansen görs efter mätningen.

Resultat

Exkret från patienterna på cancerkliniker och vid isotopavdelningar i sjukhus där man använder radionuklider går till reningsverket i Viksbacka. Behandlingarna ges oftast bara på vissa dagar så utsläppen i avloppsvattnet fördelas tidsmässigt ojämnt. Till följd av detta finns det stora variationer i halterna av sjukhusnuklider i slammet.

På sjukhus används radionukliderna ¹¹¹In, ¹³¹I och ¹⁵³Sm. ¹³⁷Cs härstammar från Tjernobylnedfallet och ²³⁸U förekommer naturligt i vatten. Halterna av gamma-aktiva radionuklider i avfallsslammet år 2011 finns presenterade i tabell 12.1 (råslam) och i tabell 12.2 (torkat slam).

Kontaktperson: Ulla-Maija Hanste, Strålsäkerhetscentralen (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

12 Radioactive substances in wastewater sludge

In 2009, the programme for the surveillance of environmental radiation was expanded to monitor the occurrence of artificial radionuclides in sludge from the Viikinmäki wastewater treatment plant in Helsinki. Sludge is a sensitive indicator of radionuclides that enter the environment since many radionuclides in wastewater are enriched during the water treatment process. Sludge from the Viikinmäki wastewater treatment plant has been found to contain radionuclides that originate, for instance, in the Chernobyl accident, medical use of radioisotopes and natural sources. Investigating sludge also provides useful information about the transfer of radionuclides in the environment.

The Viikinmäki wastewater treatment plant in Helsinki was taken into use in 1994. The plant processes the wastewater of Helsinki, Kerava, Tuusula, Järvenpää, Sipoo, Mäntsälä and Pornainen. In 2011, about 280 000 m³ of wastewater per day flowed through the plant. The plant produced 61 000 tonnes of dried waste sludge in 2011.

Sampling

Samples of undigested sludge (Fig. 12.1) and dewatered sludge (Fig. 12.2) from the wastewater treatment plant are collected four times a year and analyzed for gamma-emitting radionuclides. Samples are collected in February, May, August and November. Both types of samples are collected on the same day.

Pre-treatment and analyses

In the laboratory, the samples of undigested sludge are dried in a drying oven and ground

into powder. The samples are not pre-treated in any other way. The samples are then analyzed gammaspectrometrically for gamma-emitting radioactive substances.

The samples of dewatered sludge are analyzed for gamma-emitting radioactive substances without any pre-treatment. Measurements are carried out as soon as possible after the samples have arrived in the laboratory in order to detect any short-term nuclides. The percentage of dry material in the samples is determined after the measurements.

Results

The Viikinmäki wastewater treatment plant processes excretion from patients that have been treated with radioactive isotopes. Treatments are usually given only on certain weekdays so the emission of radionuclides into wastewater is distributed unevenly regarding the time. As a result, the concentrations of such radionuclides in the sludge vary a great deal.

Radionuclides used in hospitals include ¹¹¹In, ¹³¹I and ¹⁵³Sm. ¹³⁷Cs derives from the Chernobyl accident, while ²³⁸U is a natural radioactive substance that can be found in water. The concentrations of gamma-emitting radionuclides in undigested sludge and dewatered sludge in 2011 are presented in Tables 12.1 and 12.2, respectively.

Contact person: Ulla-Maija Hanste, Radiation and Nuclear Safety Authority (ulla-maija.hanste@stuk.fi)

Taulukko 12.1. Gammaa emittoivat radionuklidit Viikinmäen jätevedenpuhdistamon raakalietteessä Bq/kg kuivapainoa kohden vuonna 2011.

Tabell 12.1. Gammastrålande radioaktiva ämnen i råslammet från Viksbacka avloppsreningsverk Bq/kg torrsvikt år 2011.

Table 12.1. Gamma-emitting radionuclides in undigested sludge in the Viikinmäki wastewater treatment plant Bq/kg dry weight in 2011.

Sampling date	^{111}In	^{131}I	^{137}Cs	^{153}Sm	^{238}U
3.2.2011	$9.5 \pm 11\%^*$	$2900 \pm 8\%$	$5.1 \pm 11\%$	–	$200 \pm 20\%$
10.5.2011	$11 \pm 7\%$	$760 \pm 4\%$	$8.2 \pm 6\%$	$62 \pm 9\%$	$450 \pm 10\%$
29.8.2011	$14 \pm 8\%$	$3400 \pm 3\%$	$8.8 \pm 5\%$	–	$250 \pm 14\%$
7.11.2011	$15 \pm 6\%$	$3200 \pm 5\%$	$5.5 \pm 9\%$	$510 \pm 6\%$	$400 \pm 12\%$

*one sigma uncertainty

Taulukko 12.2. Gammaa emittoivat radionuklidit Viikinmäen jätevedenpuhdistamon kuivatussa lietteessä Bq/kg kuivapainoa kohden vuonna 2011.

Tabell 12.2. Gammastrålande radioaktiva ämnen i det torkade slammet från Viksbacka avloppsreningsverk Bq/kg torrsvikt år 2011.

Table 12.2. Gamma-emitting radionuclides in dewatered sludge in the Viikinmäki wastewater treatment plant Bq/kg dry weight in 2011.

Sampling date	^{111}In	^{131}I	^{137}Cs	^{153}Sm	^{238}U
3.2.2011	$3.0 \pm 5\%^*$	$310 \pm 5\%$	$7.2 \pm 5\%$	–	$460 \pm 6\%$
10.5.2011	$2.3 \pm 7\%$	$180 \pm 5\%$	$13 \pm 5\%$	$15 \pm 8\%$	$770 \pm 5\%$
29.8.2011	$2.6 \pm 5\%$	$350 \pm 4\%$	$9.9 \pm 4\%$	–	$530 \pm 5\%$
7.11.2011	$2.3 \pm 6\%$	$410 \pm 4\%$	$12 \pm 4\%$	$19 \pm 6\%$	$820 \pm 4\%$

*one sigma uncertainty



Kuva 12.1. Raakaliete.

Bild 12.1. Råslammet.

Fig. 12.1. Undigested sludge.



Kuva 12.2. Kuivattu liete.

Bild 12.2. Torkade slammet.

Fig. 12.2. Dewatered sludge.

13 Radioaktiiviset aineet Itämeressä

Kaikki Itämeren maat ovat ratifioineet Helsingin sopimuksen eli Itämeren merellisen ympäristön suojelusopimuksen. Helsinki-komissio (HELCOM) koordinoi kansainvälistä yhteistyötä, joka huolehtii sopimuksen täytäntöönpanosta. Komission suosituksessa 26/3 on määritelty ohjelma, jonka avulla valvotaan radioaktiivisten aineiden esiintymistä, kulkeutumista ja määrää Itämeressä. Kaikki Itämeren rantavaltiot osallistuvat valvontaan omalla osuudellaan. Suomen osuutena on ottaa vuosittain noin sata näytettä Itämeren vedestä, pohjasedimenteistä, kaloista ja muista eliöistä, analysoida niissä olevat radioaktiiviset aineet ja raportoida tulokset komission tietokantaan. Säteilyturvakeskus vastaa Suomen osuudesta ohjelmassa. Tuloksista laaditaan yhteisraportteja määräajoin. Lisäksi STUK ylläpitää päästörekisteriä, johon kaikkien Itämeren piirissä toimivien ydinvoimalaitosten radioaktiivisten aineiden päästöt raportoidaan vuosittain.

Näytteenotto

Merivesi-, pohjasedimentti-, kala- ja muiden eliönäytteiden (kuten levät ja pohjaeläimet) näytteenottopisteet on esitetty kuvassa 13.1. Näytteet otetaan vuosittain tutkimusalue Arandalla, sekä rannikon läheisyydessä STUKin tai paikallisten näytteenottajien toimesta.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Säteilyturvakeskuksen Tutkimus ja ympäristövalvonta (TKO) on FINAS-akkreditointipalvelun akkreditoima testauslaboratorio T167, akkreditointivaatimus EN ISO/IEC 17025:2005.

Tulokset

Itämeri on ollut intensiivisen radioekologisen tutkimuksen kohteena jo 1950-luvun lopulta alkaen. Tshernobylin ydinvoimalaitoksessa 1986 tapahtunut onnettomuus lisäsi edelleen siihen kohdistunutta radioekologista mielenkiintoa, sillä Itämeri oli kaikin eniten laskeumaa saanut merialue maapallolla.

Tshernobylin laskeuma jakautui hyvin epätasaisesti Itämeren valuma-alueelle; eniten laskeumaa kertyi Selkämeren ja itäisen Suomenlahden alueille. Vuosien kuluessa Tshernobyl-cesiumin levinneisyyskuva on muuttunut jokien tuoman cesiumin, vesimassojen sekoittumisen, merivirtojen ja sedimentoitumisen vaikutuksesta. Cesiumia on kulkeutunut virtausten mukana Suomenlahdelta ja Pohjanlahdelta varsinaiselle Itämerelle, ja edelleen Tanskan salmien kautta Pohjanmerelle.

Vuonna 2011 pinnan läheisen vesikerroksen ^{137}Cs -pitoisuudet vaihtelivat Selkämerellä 33–39 becquereliä kuutiometrissä vettä (Bq/m^3). Varsinaisella Itämerellä pitoisuudet vaihtelivat vastaavasti 32–34, Perämerellä 22–26 ja Suomenlahdella 18–31 becquereliä kuutiometrissä. Pohjasedimenteissä ^{137}Cs :n kokonaismäärät pinnasta noin 30 cm syvyyteen olivat itäisen Suomenlahden ja Selkämeren havaintopaikoissa 30 800 – 38 900 becquereliä neliömetrillä (Bq/m^2). Muissa Itämeren alueen havaintopaikoissa kokonaismäärät vaihtelivat välillä 670 – 4 930 Bq/m^2 . Itämeren pohjaan arvioidaan olevan varastoituneena $2,2 \times 10^{15}$ Bq ^{137}Cs :ää (2,2 terabecquereliä), josta yli puolet on sitoutuneena Selkämeren pohjasedimentteihin. Merivedestä mitatut tritiumpitoisuudet vaihtelivat < 1 010 – 1 460 becquereliä kuutiometrissä (Bq/m^3).

Vuonna 2011 cesiumin pitoisuudet vaihtelivat Suomen rannikoilta pyydytyissä hauissa kymmenestä noin kahteenkymmeneenlajaan ja olivat silakoissa korkeimmillaan kuusi becquereliä kilossa (Bq/kg). Itämeren kaloista suomalaisille aiheutunut sisäisen säteilyannos oli alle 0,5 mikrosieverttiä (μSv) vuonna 2011. Fukushima onnettomuudessa vapautuneita radionuklideja ei havaittu Itämeressä eikä sen kaloissa.

Yhteyshenkilö: Tarja K. Ikäheimonen, Säteilyturvakeskus (tarja.ikaheimonen@stuk.fi)

13 Radioaktiva ämnen i Östersjön

Alla Östersjöländer har ratificerat Östersjökonventionen, Konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö. Helsingforskommissionen (HELCOM) koordinerar det internationella samarbetet, som sörjer för konventionens genomförande. HELCOMs rekommendation 26/3 definierar programmet för övervakning av förekomst, transport och mängder av radioaktiva ämnen i Östersjön. Alla Östersjöländer deltar i övervakningen med egna nationella program. Finlands andel innebär ca hundra prov på havsvatten, bottensediment, fisk och annan biota, analysering av radioaktiva ämnen i dem och rapportering av resultaten till HELCOMs databas. STUK är ansvarigt för Finlands andel i programmet. Resultaten publiceras i gemensamma rapporter regelbundet. Därtill upprätthåller STUK ett utsläppsregister, i vilket parterna rapporterar årliga utsläppsdata från alla de kärnanstalter som är i drift i Östersjöområdet.

Provtagning

Provtagningsplatserna för havsvatten, bottensediment, fisk och annan biota presenteras i bild 13.1. Prov tas årligen av det finska forskningsfartyget Aranda eller i kustområdena av STUKs personal eller andra lokala provtagare.

Hantering och analys av proven

Forskning och miljöövervakning (TKO) vid Strålsäkerhetscentralen är ackrediterat av FINAS Finnish Accreditation Service som testningslaboratorium T167. Laboratoriet uppfyller kraven i EN ISO/IEC 17025:2005.

Resultat

Sedan 1950-talet har Östersjön varit föremål för intensiva radioekologiska undersökningar. Olyckan i Tjernobyl år 1986 ökade vidare dess radioekolo-

giska intresse, då Östersjön var det marina område som var mest påverkat av Tjernobylnedfallet. Nedfallet blev mycket ojämnt dispergerat i avrinningsområdet till Östersjön; områdena kring Bottenhavet och östra Finska viken mottog mest nedfall. Under årens lopp har spridningsbilden av Tjernobylcesium något förändrats som följd av älvutsläpp, blandning av vattenmassorna, havsströmmar och sedimentationsprocesser. Cesium har transporterats med havsströmmarna från Finska viken och Bottenhavet till den egentliga Östersjön och vidare ut från Östersjön genom de danska sunden. År 2011 varierade halterna av ^{137}Cs i ytvattnet 33–39 becquerel per kubikmeter (Bq/m^3) i Bottenhavet. I den egentliga Östersjön ^{137}Cs -halterna varierade på motsvarande sätt 32–34, i Bottenviken 22–26 och i Finska viken 18–31 becquerel per kubikmeter. Totalmängderna av ^{137}Cs i bottensedimenten var 30 800 – 38 900 becquerel per kvadratmeter (Bq/m^2) i provtagningsstationerna av den östra Finska viken och Bottenhavet. I de andra stationerna vid Östersjön totalmängderna varierade 670–4 930 Bq/m^2 . Totalmängden av ^{137}Cs i Östersjöns sediment var ca $2,2 \times 10^{15}$ Bq (2,2 terabecquerel). Över hälften av denna var bunden i Bottenhavets sediment. Tritium-halterna i sjövattnet varierade mellan $< 1\,010$ – $1\,460$ Bq/m^3 .

År 2011 varierade cesiumhalterna i gäddorna 10–24 Bq/kg och var i strömmingarna som högst 6 Bq/kg vid den Finska kusten. Den interna stråldosen från Östersjöfiskarna till finnarna bedömdes till 0,5 μSv år 2011. Radionuklider stammar från Fukushima olycka observerades inte i Östersjön eller fiskarna.

Kontaktperson: Tarja K. Ikäheimonen, Strålsäkerhetscentralen (tarja.ikaheimonen@stuk.fi)

13 Radioactive substances in the Baltic Sea

All the Baltic Sea countries have ratified the Helsinki Convention, the Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area. The Helsinki Commission (HELCOM) co-ordinates the international co-operation focusing on the implementation of the Convention. Recommendation 26/3 of the HELCOM defines the programme for monitoring the occurrence, transport and amounts of radionuclides in the Baltic Sea. All the Baltic Sea countries contribute to the monitoring with their own national programmes. The Finnish contribution consists of about one hundred annual samples from seawater, bottom sediments, fish and other biota, analysis of radioactive substances and reporting of the results to the HELCOM database. STUK is responsible for the Finnish part of the programme. The results are published in Joint Reports regularly. In addition, STUK maintains a Discharge Register, to which the Contracting Parties report annually discharge data from all nuclear facilities operating in the Baltic Sea area.

Sampling

The sampling stations or areas for seawater, bottom sediments, fish and other biota are shown in Fig. 13.1. The samples are taken annually on board of the Finnish Research Vessel Aranda or in the coastal areas by the staff of STUK or other local people.

Pre-treatment and analysis

Research and Environmental Surveillance department (TKO) at STUK is a testing laboratory accredited by FINAS Finnish Accreditation Service under the registration number T167. The laboratory meets the requirements laid down in standard EN ISO/IEC 17025:2005.

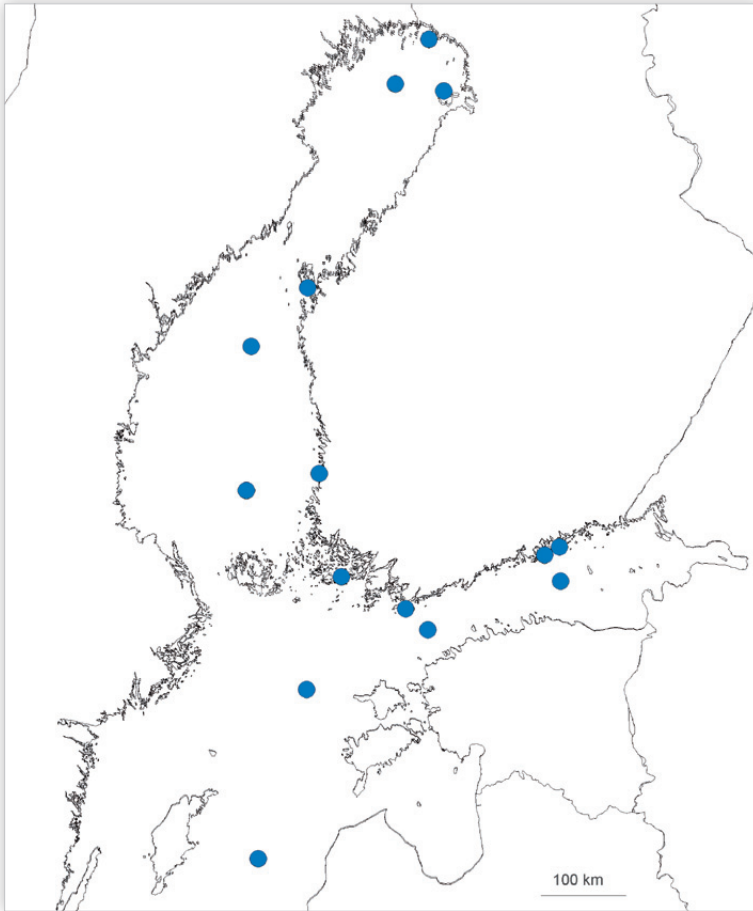
Results

Since the late 1950's the Baltic Sea has been an object of intensive radioecological studies. The accident

at the Chernobyl NPP, in 1986, increased further its radioecological interest because the Baltic was the marine area most affected by the Chernobyl fallout. The fallout from Chernobyl was very unevenly dispersed in the drainage area of the Baltic Sea; the areas of the Bothnian Sea and the eastern part of the Gulf of Finland received most of deposition. In the course of time the distribution pattern of the Chernobyl-derived cesium has somewhat changed as a consequence of river discharges, mixing of water masses, sea currents and sedimentation processes. Cesium has been transported by sea currents from the Gulf of Finland and the Gulf of Bothnia into the Baltic Proper and further out from the Baltic Sea through the Danish Straits. In 2011, the ^{137}Cs concentrations of surface water varied from 33 to 39 becquerel in cubic metre (Bq/m^3) in the Bothnian Sea. In the Baltic Proper the ^{137}Cs concentrations varied 32–34, in the Bothnian Bay 22–26 and in the Gulf of Finland 18–31 becquerel in cubic metre respectively. The total amounts of ^{137}Cs in bottom sediments were 30 800 – 38 900 Bq/m^2 at the sampling stations of the eastern Gulf of Finland and the Bothnian Sea. At the other stations of the Baltic Sea the amounts of cesium were clearly smaller: 670–4 930 Bq/m^2 . According to a recent evaluation, the total inventory of ^{137}Cs in the Baltic Sea sediments was about 2.2×10^{15} Bq (2,2 tera becquerel), and more than half from this was bound in the seabed of the Bothnian Sea. Tritium concentrations measured from sea water varied $< 1\,010 - 1\,460$ (Bq/m^3).

In 2011, the cesium concentrations varied 10–24 Bq/kg in pikes caught from the Finnish coasts while in Baltic herrings they were 6 Bq/kg in maximum. The internal radiation dose from Baltic Sea fish to Finnish people was estimated to be less than 0,5 μSv in 2011. No radionuclides derived from the Fukushima accident in Japan was detected in the Baltic Sea or fish.

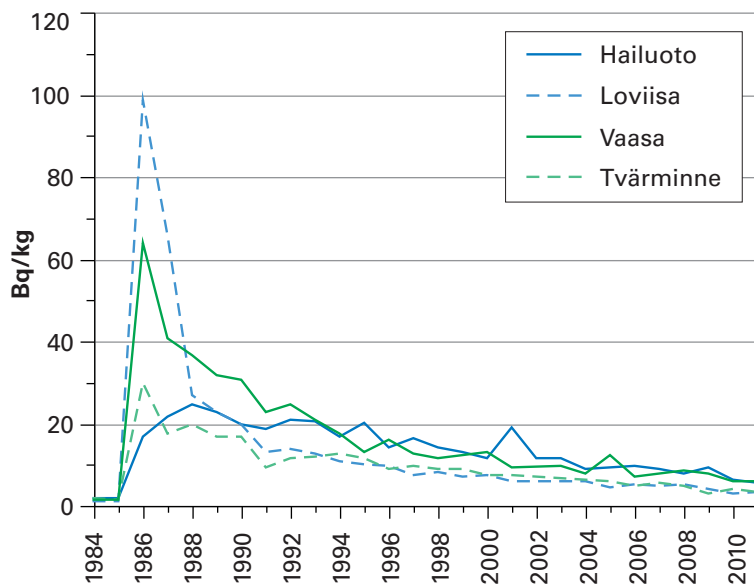
Contact person: Tarja K. Ikäheimonen, Radiation and Nuclear Safety Authority (tarja.ikaheimonen@stuk.fi)



Kuva 13.1. Näytteenottopisteet merivedelle, pohjasedimentille, kaloille ja muulle biotalle.

Bild 13.1. Provtagningsplatserna för havsvatten, botten sediment, fisk och annan biota.

Fig. 13.1. Sampling stations and areas for sea water, bottom sediment, fish and other biota.



Kuva 13.2. ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus (Bq/kg) Itämerestä pyydystetyssä kalassa (silakka) vuosina 1984–2011.

Bild 13.2. Fiskarnas (strömming) ^{137}Cs -halter (Bq/kg) i Östersjö åren 1984–2011.

Fig. 13.2. Activity concentration of ^{137}Cs (Bq/kg) in fish (herring) in the Baltic Sea during 1984–2011.

LIITE 1

Ionisoivaan säteilyyn liittyviä keskeisiä suureita ja niiden yksiköitä

Aktiivisuus

Aineen radioaktiivisuutta määrällisesti kuvaava suure on aktiivisuus, jonka yksikkö on becquerel (Bq). Lähteen tai aineen aktiivisuus on 1 Bq, kun siinä tapahtuu keskimäärin yksi radioaktiivinen hajoaminen sekunnissa.

Aktiivisuuspitoisuus

Mitattaessa radioaktiivisten aineiden aktiivisuutta tilavuus- tai painoyksikköä kohden kaasuissa, nesteissä tai kiinteissä aineissa käytetään suuretta aktiivisuuspitoisuus, jonka yksikkö voi olla Bq/m³, Bq/l tai Bq/kg.

Säteilyannos

Säteilyannoksella tarkoitetaan yleisesti sitä energiamäärää, jonka säteily jättää kohdeaineeseen sen painoyksikköä kohti. Tässä raportissa käytettävällä säteilyannoksella tarkoitetaan kuitenkin ns. **efektiivistä säteilyannosta**, joka kuvaa sitä terveysriskiä (lähinnä syöpäriskiä), jonka ihmiseen kohdistuva säteily aiheuttaa. Efektiivisen annoksen yksikkö on sievert (Sv). 1 Sv vastaa noin 5 % todennäköisyyttä saada elinaikana säteilystä aiheutunut syöpä. Käytännössä käytetään sievertin tuhannesosaa, millisievert (mSv) tai sievertin miljoonasosaa, mikrosievert (μSv). Jos ihminen saa mistä tahansa säteilylähteestä 1 mSv efektiivisen säteilyannoksen, on hänellä noin 0,005 % todennäköisyys saada tästä aiheutuva syöpä elinaikanaan. Koska suomalaisia on noin 5,2 miljoonaa ja heidän keskimääräinen ionisoivasta säteilystä saama annos on 3,7 mSv vuodessa, tarkoittaa se, että ionisoiva säteily aiheuttaa Suomessa noin 1 000 syöpätapausta vuosittain.

Puoliintumisaika

Koska radioaktiivinen aine hajoaa itsestään toiseksi alkuaineeksi, sen määrä jatkuvasti pienenee, ellei sitä synny lisää jonkin toisen radioaktiivisen aineen hajoamistuotteena tai ellei sitä synnytetä keino-tekoisesti. Jokaisella radioaktiivisella aineella on oma keskimääräinen nopeutensa, jolla se hajoaa. Puoliintumisajalla tarkoitetaan sitä aikaa, joka kuluu radioaktiivisen aineen määrän (ja samalla aktiivisuuden) vähenemiseen puoleen alkuperäisestä.

BILAGA 1

Joniserande strålning, dess viktigaste storheter och deras enheter

Aktivitet

Mängd av ett radioaktivt ämne beskrivs med dess aktivitet. Aktivitetens enhet är becquerel (Bq). Ämnets aktivitet är 1 Bq, när det händer i genomsnitt ett radioaktivt sönderfall per sekund.

Aktivitetskoncentration

Mängd av ett radioaktivt ämne i gaser, vätskor eller fasta ämnen uppges som en aktivitetskoncentration, vilkens enhet kan vara Bq/m³, Bq/l eller Bq/kg.

Stråldos

Stråldos betyder den mängd energi som strålning lämnar i målmaterialet per viktenhet. Stråldos, som används i denna rapport, betyder dock den så kallade **effektiva dosen**, vilket indikerar den hälsorisk (främst risken för cancer), som strålningen orsakar på människor. Enheten för effektiv dos är sievert (Sv). 1 Sv motsvarar cirka 5 % risk för att få cancer från strålning under livstid. I praktiken används tusendels sievert, millisievert (mSv), eller miljondels sievert, mikrosieverts (µSv). Om en person får 1 mSv effektiv dos från en strålkälla, har han/hon ungefär 0,005% sannolikhet att få cancer under sin livstid. Eftersom det finns ungefär 5,2 miljoner finnar och deras genomsnittliga stråldos från joniserande strålning är 3,7 mSv per år, betyder det att joniserande strålning orsakar i Finland årligen ungefär 1 000 cancerfall.

Halveringstid

Eftersom det radioaktiva ämnet av sig själv sönder ned till andra element, dess mängd kontinuerligt minskas, om det inte är en sönderfallsprodukt av ett annat radioaktivt ämne eller om det inte skapas konstgjort. Var och en av de radioaktiva ämnen har sin egen genomsnittliga sönderfallshastighet. Halveringstid betyder den tid som förflyter när den mängd radioaktivt ämne (och därmed aktivitet) minskar till hälften av den ursprungliga mängden.

APPENDIX 1

Ionising radiation, the key parameters and their units

Activity

Quantity of a radioactive material is described by its activity. The unit of activity is becquerel (Bq). Activity of a radioactive material is 1 Bq, when there happens, as an average, one radioactive disintegration per second.

Activity concentration

Quantity of a radioactive material per unit volume or weight of gases, liquids or solids is given in general as an activity concentration. Concentration unit can be Bq/m³, Bq/l or Bq/kg.

Radiation dose

Radiation dose refers generally to the amount of energy left by radiation in the target material per its unit weight. In this report the radiation dose means, however, the so-called **effective dose**, which indicates the health risk (mainly the risk of cancer) caused by radiation on humans. Unit of effective dose is sievert (Sv). 1 Sv corresponds to about 5% likelihood to get a radiation induced cancer. In practice thousandth of sievert, millisieverts (mSv), or millionth of sievert, microsievert (µSv), are used. If a person receives 1 mSv effective dose from any source of radiation, he/she has approximately of 0.005% probability of getting a cancer as the result of this dose during their lifetime. Since there are some 5.2 million inhabitants in Finland and their average dose from ionizing radiation is 3.7 mSv per year, it means that ionizing radiation causes in Finland some 1 000 cancer incidents annually.

Half-life

Since the radioactive substance decays naturally to another element, its amount declines continuously, if it is not a decay product of other radioactive substance, or if it is not created artificially. Each radioactive substance has its own average speed at which it decays. Half-life means the time during which the amount of radioactive substance (and thus the activity) lessens to half of the original amount.

STUK-B-sarjan julkaisuja

STUK-B-rapporter

STUK-B reports

STUK-B 150 Weltner A (toim.) Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 1/2012.

STUK-B 149 Kainulainen E (toim.) Ydinturvalisuus. Neljännesvuosiraportti 1/2012.

STUK-B 148 Mustonen R (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2011 – Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2011 – Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual Report 2011.

STUK-B 147 Kainulainen E (ed.). Regulatory oversight of nuclear safety in Finland. Annual report 2011.

STUK-B 146 Rantanen E (toim.). Säteilyn käyttö ja muu säteilylle altistava toiminta. Vuosiraportti 2011.

STUK-B 145 Kainulainen E (toim.). Ydinenergian käytön turvallisuusvalvonta. Vuosiraportti 2011.

STUK-B 144 Okko O (ed.). Implementing nuclear non-proliferation in Finland. Regulatory control, international cooperation and the Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty. Annual report 2011.

STUK-B 143 Weltner A (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 3/2011.

STUK-B 142 Kainulainen E (toim.). Ydinturvalisuus. Neljännesvuosiraportti 4/2011.

STUK-B 141 Weltner A (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 2/2011.

STUK-B 140 Kainulainen E (toim.). Ydinturvalisuus. Neljännesvuosiraportti 3/2011.

STUK-B 139 Kainulainen E (toim.) Ydinturvalisuus. Neljännesvuosiraportti 2/2011.

STUK-B 138 Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management. 4th Finnish National Report as referred to in Article 32 of the Convention.

STUK-B 137 Rantanen E (ed.). Radiation practices. Annual report 2010.

STUK-B 136 Weltner A (toim.) Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 1/2011.

STUK-B 135 Kainulainen E (toim.) Ydinturvalisuus. Neljännesvuosiraportti 1/2011.

STUK-B 134 Kainulainen E (ed.) Regulatory oversight of nuclear safety in Finland. Annual report 2010.

STUK-B 133 Paasonen T. Terveysturvallisuuden henkilöstön perus- ja jatkokoulutukseen sisältyvä säteilysuojelukoulutus Suomessa 2010.

STUK-B-raportit STUKin verkkosivuilla:

http://www.stuk.fi/julkaisut/maataykset/fi_FI/valvontaraportit/

STUK-B-rapporter på STUKs hemsidor:

http://www.stuk.fi/julkaisut/maataykset/sv_FI/valvontaraportit/

STUK-B reports on STUK's home pages:

http://www.stuk.fi/julkaisut/maataykset/en_GB/valvontaraportit/



Laippatie 4, 00880 Helsinki
Puh. (09) 759 881, fax (09) 759 88 500
www.stuk.fi

ISBN 978-952-478-727-7 (PDF)
ISSN 0781-1713
Edita Prima Oy, Helsinki 2012